Environnement Canada Environment Canada

Institut national de recherche en hydrologie

RAPPORT N° 43 DE L'INRH
ÉTUDE N° 173, SÉRIE SCIENTIFIQUE DE LA DGEI

Utilisation des anomalies morphologiques des larves de chironomidés pour la surveillance des effets biologiques

W.F. Warwick

INRH

DIRECTION GÉNÉRALE DES EAUX INTÉRIEURES
INSTITUT NATIONAL DE RECHERCHE EN HYDROLOGIE
CENTRE NATIONAL DE RECHERCHE EN HYDROLOGIE
SASKATOON (SASKATCHEWAN) 1990
(Available in English on request)

Publié avec l'autorisation
du ministre de l'Environnement

© Ministre des Approvisionnements et Services Canada 1990
N° de cat. En 36-502/173F
ISBN 0-662-95960-4

Table des matières

Page

RÉSUMÉ vii

ABSTRACT vii

RÉSUMÉ EXPLICATIF viii

PRÉFACE xii

INTRODUCTION 1

NIVEAUX D'ORGANISATION BIOLOGIQUE 2
- L'écosystème 3
- Communautés et populations 4
- Organes, cellules et molécules 4
- L'individu 4

COMMUNAUTÉS BENTHIQUES 4
- Les chironomidés : un groupe fonctionnel 5
- Avantages d'avoir recours à des chironomidés comme indicateurs biologiques 5
- Inconvénients d'avoir recours aux chironomidés comme indicateurs biologiques 11
- Anomalies morphologiques observées chez les larves 13
- Description des déformations morphologiques 14
- Établissement d'un indice des réactions morphologiques 16
  - Indice de l'importance de la déformation des antennes (ISAD) 19
  - Application de l'ISAD 20
- Utilisation des anomalies morphologiques comme indicateurs biologiques 23
  - Usages prévus des indicateurs 23
    - Détection des matières contaminantes 23
    - Évaluation des matières contaminantes 23
    - Évaluation des mesures correctives 26

CONSIDÉRATIONS D'ORDRE PRATIQUE 27
- Processus d'échantillonnage et d'analyse 27
  - Échantillons et collections 27
  - Triage 27
  - Préservation et stockage 27
  - Préparation et montage 28
  - Identification et évaluation 28
  - Analyse et présentation des données 29
- Personnel 29
  - Unités de recherche 29
  - Unités opérationnelles 30
  - Équipes affectées à l'étude d'un bassin versant 30
  - Formation 30
- Avancement des travaux 30
  - Échantillons et collections 30
  - Triage 31
  - Préparation et montage 31
  - Identification et évaluation 31
  - Analyse et présentation des données 31

Table des matières (suite)

Page

Comparaison avec d'autres techniques 31
Méthodes de prélèvement 31
Matériel 31
Opérations 32
Analyse 32
Statistiques 32
Stockage et manipulation 32
Liens avec le passé 33

RECOMMANDATIONS À L'ÉGARD DES RECHERCHES FUTURES 33
Études sur le terrain 33
Pertinence du choix 33
Échanges entre laboratoires 33
Mise au point 33
Autres paramètres à étudier sur le terrain 33
Expériences d'élevage en laboratoire 34

CONCLUSIONS 35

REMERCIEMENTS 35

RÉFÉRENCES 35

Tableaux

1. Résumé des valeurs attribuées à chaque type d'anomalie antennaire des larves de *Chironomus* spp. 19
2. Comparaison de la fréquence et de l'importance des déformations antennaires et de la fréquence des menturns et des déformations totales des larves de *Chironomus* spp. 21
3. Effectifs pour les unités de recherche et opérationnelles 29
4. Degré de participation des membres des unités au cours des diverses étapes de la réalisation des programmes. 30

Illustrations

Page

Figure 1. Matrice agression/réponse 3
Figure 2. Représentation graphique du système de classement des lacs en fonction des assemblages de communautés de chironomidés 7
Figure 3. Larve, pupe et imago (forme adulte) de la famille *Chironomidae*. 8
Figure 4. Comparaison des cycles temporels des paramètres physiques, chimiques et biologiques propres aux programmes de surveillance. 9
Figure 5. Effets des principaux processus d'agression sur les effectifs des chironomidés dans les sédiments de la baie de Quinte 9
Figure 6. Anomalies morphologiques de l'appareil buccal de *Chironomus* Meigen 14
Figure 7. Épaississement et fusion de la capsule céphalique de larves grossièrement difformes de *Chironomus* Meigen et *Procladius* Skuse 15
Figure 8. Antennes difformes de *Chironomus* Meigen 16
Figure 9. Déformations d'autres structures corporelles de *Chironomus* Meigen 17
Figure 10. Capsules céphaliques de larves grossièrement difformes de *Chironomus* Meigen provenant du lac Pasqua, dans le sud-est de la Saskatchewan 18
Figure 11. Relations dose-réponse entre la fréquence, l'importance de la déformation et les concentrations des contaminants chez les larves de *Chironomus tentans* Fab. exposées à du DDE 20
Figure 12. Interprétation de la relation dose-réponse «tout ou rien» pour les anomalies des antennes et du mentum. 20
Figure 13. Stations d'échantillonnage dans le lac Tobin et le havre de Port Hope, dans le lac Ontario 22
Figure 14. Étapes de la mise au point et de l'exécution des tests 24
Figure 15. Scénarios possibles des rapports entre les relations dose-réponse «tout ou rien» dans diverses structures morphologiques 34

POURQUOI CHOISIR LES CHIRONOMIDÉS?

Tiens, tiens, un petit insecte
de rien du tout!

Vas-y, petite poussière insignifiante,
explore le monde.

TUMBLEWEEDS

Je me demande comment c'est quand
on n'est pas plus gros qu'un pou?

Reproduit avec la permission spéciale de North American Syndicate, Inc.

Résumé

C'est par le biais des communautés biologiques que l'on peut observer directement les effets des contaminants car elles sont exposées aux transformations que subissent les substances dans les écosystèmes d'eau douce et y contribuent directement. Les réactions de ces communautés permettent de mesurer directement la charge nette de substances toxiques agressant un écosystème. L'objet de ce rapport est d'étudier le rôle des chironomidés (Diptera : Chironomidae) dans les communautés aquatiques et, plus particulièrement, d'examiner la possibilité d'avoir recours aux anomalies morphologiques des larves de ces insectes pour déceler la présence des matières contaminantes et évaluer l'importance de leurs incidences sur les écosystèmes d'eau douce.

Abstract

Biological communities provide a direct means of observing the impact of contaminants because they are exposed to, and directly involved in, the transformations that contaminants undergo in freshwater ecosystems. The response of these communities provides a direct measure of the net toxic burden impacting an ecosystem. The purpose of this paper is to review the role of chironomids (Diptera: Chironomidae) in aquatic communities and, in particular, the utility of morphological deformities in chironomid larvae for detecting and assessing the significance of contaminants in freshwater ecosystems.

Résumé explicatif

L'un des plus graves problèmes de notre temps, menace qui pèse sur la qualité de vie des Canadiens et de tous les peuples, est dû aux rejets de déchets chimiques dans l'environnement. Toute une foule de substances chimiques pénètrent dans le milieu sous diverses formes au cours de leur emploi ou de leur rejet ou par simple gaspillage, et risquent de compromettre l'équilibre de l'écosphère (Hall et Chant, 1979).

Dans une large mesure, les études toxicologiques les plus classiques ne permettent pas d'évaluer de façon adéquate les effets des matières contaminantes sur les écosystèmes d'eau douce (Hall et Chant, 1979). D'après le CNRC (1985), «il n'existe actuellement aucune méthode généralement reconnue et fiable pour déterminer l'importance des répercussions des substances chimiques sur les organismes libres». De plus en plus, on tend à adopter une approche écologique pour évaluer l'état des écosystèmes d'eau douce, car «même les méthodes écologiques les plus rudimentaires et les moins efficaces sont préférables aux normes techniques et à celles relatives aux tuyaux de rejet afin de veiller à la sauvegarde de l'environnement. Les approches écologiques sont les seules à établir une boucle de rétroaction, fournissant des renseignements sur la qualité de l'écosystème visé» (Cairns, 1986). Si l'on ne dispose pas de moyen de mesurer directement les réactions du milieu aux agressions dues aux contaminants, la préservation et la surveillance de la qualité des ressources en eau douce ne donneront jamais les résultats escomptés.

C'est par le biais des communautés biologiques que l'on peut observer directement les effets des contaminants, car elles sont exposées aux transformations que subissent les substances dans les écosystèmes d'eau douce et y contribuent directement. Les réactions de ces communautés permettent de mesurer directement la charge nette de substances toxiques agressant un écosystème. L'objet de ce rapport est d'étudier le rôle des chironomidés (*Diptera : Chironomidae*) dans les communautés aquatiques et, plus particulièrement, d'examiner la possibilité d'avoir recours aux anomalies morphologiques des larves de ces insectes pour déceler la présence des matières contaminantes et évaluer l'importance de leurs incidences sur les écosystèmes d'eau douce.

Pour diverses raisons, les chironomidés se prêtent particulièrement bien à l'étude des écosystèmes d'eau douce hautement complexes et dynamiques. La structure et les caractéristiques de la famille *Chironomidae* sont telles que celle-ci réunit nombre de caractéristiques clés de presque tous les types d'écosystèmes d'eau douce. Voici un résumé de ces caractéristiques.

1. *Omniprésence*. Étant donné qu'on en retrouve des spécimens partout dans le monde, la famille des chironomidés pourrait être un groupe de biosurveillance utilisable dans tous les pays et sur tous les continents.

2. *Importance de la famille*. Les chironomidés représentent la plus vaste famille d'insectes aquatiques, et les genres semblent omniprésents et être similaires dans toutes les régions du monde. Les résultats des études peuvent donc être comparés tant à l'échelle des sites qu'à l'échelle régionale, nationale ou internationale.

3. *Diversité des habitats*. Les chironomidés vivent dans des écosystèmes aquatiques de pratiquement tous les types et dans presque toutes les conditions imaginables et sont représentatifs de tous les groupes fonctionnels que ces habitats abritent.

4. *Sensibilité écologique*. Les chironomidés présentent une plage exceptionnelle de sensibilité aux paramètres écologiques et, par conséquent, les caractéristiques clés de l'écosystème peuvent être observées soit au niveau de l'individu soit au niveau de la famille.

5. *Utilité au cours des évaluations environnementales*. Les communautés de chironomidés ont déjà permis d'élaborer avec succès un système de classement des lacs afin d'en évaluer l'état trophique.

6. *Rôle dans la chaîne alimentaire*. En tant que source d'alimentation primaire pour les poissons et les canards, les chironomidés constituent un chaînon important dans l'évolution des matières contaminantes depuis les sédiments jusqu'aux maillons supérieurs de la chaîne trophique.

7. *Étapes du cycle de vie*. Les chironomidés sont exposés aux substances contaminantes pendant la totalité de l'étape la plus longue, la plus cruciale et la plus métaboliquement active de leur cycle de vie : le stade larvaire.

8. *Durée du cycle de vie*. Chez les chironomidés, le stade larvaire est suffisamment long (en général, il dure environ 11 mois dans les écosystèmes canadiens) pour constituer un bon thermomètre de l'état de l'environnement, et assez court pour présenter un intérêt pratique.

9. *Conservation des restes de larves*. Les capsules céphaliques des larves se conservent bien dans les sédiments et laissent donc des traces permanentes qui nous renseignent sur les conditions environnementales du passé pour des périodes qui s'étendent depuis des années à des millénaires.

10. *Paléo-reconstitution des changements écologiques*. Les conditions qui régnaient avant qu'un écosystème soit perturbé peuvent être reconstituées d'après les assemblages subfossiles de chironomidés de manière à se fixer des objectifs quant à la réduction des impacts et la remise en état des habitats.

11. *Production en laboratoire*. Certaines espèces de chironomidés (par exemple, *Chironomus tentans* Fabricius) se prêtent particulièrement bien à la production en laboratoire et peuvent servir à des études dose-réponse afin de vérifier et d'étalonner les réactions observées sur le terrain.

On a laissé planer un certain nombre de doutes en ce qui concerne l'utilisation des chironomidés comme indicateurs écologiques : d'abord principalement à cause de la taille énorme et de la structure complexe de la famille, et aussi à cause des renseignements auto-écologiques incomplets au sujet de chacune des espèces. Toutefois, à long terme, ces facteurs ne constitueront peut-être pas une entrave, comme on le constate dans les remarques suivantes.

1. *Complexités taxinomiques*. Pour les profanes, l'étude des chironomidés est tout à fait décourageante en raison de la taille de la famille, mais les clés d'identification s'améliorent rapidement et, tant que l'on peut en délimiter les types distincts, il est possible de recueillir une foule de renseignements utiles sans procéder à des identifications définitives.

2. *Besoins écologiques et cycle de vie*. Il n'est pas nécessaire, dans l'immédiat, de connaître à fond les besoins écologiques et le cycle de vie des chironomidés pour étudier les réactions morphologiques des individus aux contaminants. C'est la qualité de l'environnement qui importe avant tout; tous les autres paramètres sont déjà intégrés par l'organisme.

3. *Réactions des genres*. À l'heure actuelle, il semble que les divers genres ne réagissent pas de la même façon aux différents contaminants. On ne connaît pas les causes de ce phénomène, mais, à long terme, cela pourrait aider à établir des distinctions entre les divers produits chimiques ou catégories de contaminants chimiques.

Les anomalies morphologiques observées chez les individus, c'est-à-dire chez les larves de chironomidés, offrent un certain nombre d'avantages quant à la détection des contaminants dans les écosystèmes aquatiques et l'évaluation de leurs répercussions :

1. *Rôle de l'individu*. Une larve représente l'unité la plus fondamentale des communautés biologiques. Elle renferme tous les éléments de base de l'organisation biologique (molécules, cellules et organes) et constitue la pierre d'assise des niveaux d'organisation supérieurs (populations, communautés et écosystèmes).

2. *Indicateurs d'alerte précoce*. Tout type de toxicité est provoqué, au départ, par des interactions entre un contaminant et un organisme particulier. Étant donné que l'individu réagit avant la population et la communauté, les changements qui peuvent être repérés au niveau de l'organisme proprement dit sont susceptibles d'être de meilleurs indicateurs que ceux observés au niveau des populations, des communautés et des écosystèmes.

3. *Inaltérabilité des réactions*. Les anomalies morphologiques sont des réactions physiques directes aux contaminants qui ne peuvent être modifiées ou altérées par l'échantillonnage ou d'autres types d'agressions.

4. *Collection*. Des spécimens montés sur lame de façon appropriée constituent un témoignage permanent des interactions contaminant-individu. Ils peuvent être conservés en vue de leur utilisation future et faire l'objet d'échanges entre laboratoires à des fins de comparaison. Les collections permanentes archivées pour une utilisation future revêtent une importance particulière vis-à-vis de la surveillance et des programmes de lutte et de remise en état.

5. *Conservation*. Les restes de chironomidés se conservent bien dans les sédiments. Non seulement ces fossiles renseignent-ils sur les réactions morphologiques des organismes aux contaminants, mais ils peuvent également révéler les changements fondamentaux à long terme qui se sont produits dans la structure des populations et des communautés.

Les anomalies morphologiques seront probablement utiles à la surveillance des effets biologiques sur trois plans : détection, évaluation et détermination de l'efficacité des mesures correctives. En outre, une quatrième utilisation — l'identification des contaminants ou des catégories de contaminants précis — demeure, à l'heure actuelle, une possibilité particulièrement attrayante, quoiqu'elle suscite des difficultés.

1. *Détection*. Pour régler un problème, il est primordial de reconnaître que celui-ci existe. Pour servir d'alerte précoce, la détection doit à la fois être faite à une échelle assez vaste et viser un niveau suffisamment fondamental. La famille des chironomidés respecte ces deux critères.

2. *Évaluation*. Lorsqu'on décèle la présence d'un seul contaminant, des tests très spécifiques peuvent servir à en déterminer les effets. Malheureusement, plus souvent qu'autrement, les écosystèmes sont contaminés par de nombreuses substances chimiques, réagissant entre elles de sorte que ces tests sont impropres ou impossibles à réaliser. Les communautés de chironomidés subissent les effets conjugués des substances et permettent de mesurer la «toxicité totale nette» agressant l'écosystème.

3. *Évaluation de l'efficacité des mesures correctives*. En matière d'évaluation des mesures correctives, on néglige souvent deux possibilités offertes par les communautés de chironomidés. On peut d'abord déterminer, au moyen de techniques de paléoreconstitution, les conditions qui existaient avant la dégradation par les contaminants afin de se fixer des objectifs à l'égard des mesures correctives. Parce qu'ils ne se conservent pas, les animaux à corps mou n'offrent pas cet avantage. Étant donné ensuite qu'au cours de leur premier stade larvaire, la majorité des chironomidés sont planctoniques, ces larves peuvent rapidement repeupler un écosystème à mesure que son état s'améliore.

4. *Identification des contaminants*. L'identification de contaminants ou de catégories de contaminants précis est un objectif fort souhaitable, quoiqu'il puisse être difficile à atteindre. Il existe des signes encourageants qu'on y parviendra (par exemple, la structure palmée des antennes des larves du lac Tobin), mais il sera probablement difficile d'obtenir une telle spécificité. Des réponses spécifiques ne pourront probablement être observées qu'en étudiant toute la panoplie de réactions des communautés de larves dans leur ensemble, plutôt qu'en se limitant à des transformations morphologiques précises des contaminants.

Les anomalies morphologiques des larves de chironomidés offrent de très bonnes possibilités en ce qui concerne la surveillance des effets biologiques des matières contaminantes, mais les techniques à cet égard sont encore très loin d'être au point. Des méthodes uniformisées pour la préparation et le montage sur lame des spécimens ont été décrites de façon détaillée, et une technique de quantification (selon des valeurs numériques) de l'importance des difformités des antennes de larves a été proposée (Warwick, 1985). L'analyse des populations provenant de zones non contaminées et d'eaux dont le degré de pollution diffère se poursuit; on vise ainsi à déterminer la plage des anomalies

possibles dans les autres éléments morphologiques de la capsule céphalique. D'après les renseignements préliminaires, lorsque les eaux sont très polluées, les antennes ne peuvent plus réagir et ce sont d'autres parties dures, peut-être moins sensibles, de la capsule céphalique, comme les dents et les mandibules, qui subissent des transformations. Les données recueillies à partir de ces structures serviront à améliorer la capacité diagnostique de la technique et à constituer un indice de grande précision des réactions morphologiques générales de chacune des larves.

Pour l'instant, il est impossible de prévoir dans quelle mesure la technique pourra être perfectionnée mais certains points ne font aucun doute. Les analyses morphologiques respectent, en totalité ou en partie, les trois critères généraux du CNRC (1985) concernant les tests de surveillance biologique : pertinence du choix, échange entre laboratoires et mise au point.

1. *Pertinence du choix*. La pertinence du choix de larves difformes pour étudier l'état de l'environnement ne fait aucun doute. L'hypothèse selon laquelle les anomalies morphologiques sont liées aux contaminants a été formulée quand on a observé des larves difformes dans des eaux contaminées par des rejets industriels ou agricoles, mais non pas dans celles polluées par des eaux usées domestiques. La présence de larves difformes, particulièrement lorsque les déformations sont grossières, témoigne indéniablement du fait que le milieu a été fortement dégradé par des contaminants chimiques.

2. *Échanges entre laboratoires*. Les montages permanents sur lame de spécimens provenant de diverses zones peuvent facilement être échangés entre les laboratoires à des fins de comparaison et d'étalonnage. Ils constituent aussi un témoignage permanent des réactions des communautés : ils peuvent être archivés de sorte qu'on peut y avoir facilement accès pour des analyses et des comparaisons futures.

3. *Mise au point*. Bien que la technique soit loin d'être au point, cela n'empêche aucunement de constater les avantages évidents d'amorcer un programme pilote dans l'immédiat. Même si l'on ne profiterait pas tout de suite de toutes les possibilités que pourra offrir un tel programme, les spécimens qui seront préparés pourront toujours être réanalysés à mesure que les techniques seront perfectionnées. Même si le programme est d'une portée limitée, on pourra recueillir des données de base, remédiant ainsi de façon appréciable au sempiternel problème du manque de connaissances. Autrement dit, il faut bien commencer quelque part et mieux vaut ne plus tarder. La mise en oeuvre d'un programme pilote nécessitera la participation de gens d'autres disciplines et favorisera nettement l'acquisition des connaissances techniques requises. En outre, un tel programme facilitera et accélérera grandement la constitution d'une base de données plus complètes concernant les variations morphologiques, temporelles et spatiales et révèlera le véritable potentiel de la technique. Les résultats obtenus sur le terrain devront aussi être vérifiés et étalonnés en les comparant avec des réactions provoquées chez des larves exposées, en milieu contrôlé, à des substances chimiques reconnues pour leur tératogénicité.

Ce document a été préparé pour répondre à une demande formulée par les gestionnaires de l'Institut national de recherche sur les eaux. Il aborde un certain nombre de considérations d'ordre pratique, depuis les techniques d'échantillonnage jusqu'aux méthodes d'analyse et de préparation de rapports. On y donne également certaines idées et suggestions à l'égard des besoins en matière de personnel, des comparaisons avec d'autres techniques et de l'orientation future des recherches.

Bien que les techniques d'analyse de ces réactions physiques sont loin d'être au point, l'étude des anomalies morphologiques et de leurs liens avec les contaminants est, sans conteste, une approche valable et d'une importance considérable sur le plan écologique. Quoi qu'il en soit, la présence d'un grand nombre de larves difformes est un signe indéniable que leur environnement est fortement perturbé. Étant donné que les larves de chironomidés constituent un maillon des chaînes alimentaires aquatiques et que les êtres humains ont une étroite dépendance envers ces systèmes en tant que consommateurs situés en bout de ces chaînes, il faut considérer ces réactions morphologiques comme une mise en garde.

Préface

La préface de Ian McTaggart-Cowan, du rapport de Hall et Chant (1979), présenté au Conseil consultatif canadien de l'environnement résume fort lucidement le problème de la contamination du milieu au Canada et la nécessité d'agir dans les meilleurs délais pour trouver des solutions.

L'un des problèmes environnementaux les plus sérieux de notre temps est dû aux importantes quantités de produits chimiques artificiels qu'on retrouve partout. Qu'il s'agisse de produits ou de sous-produits de nos industries, on les trouve dans chaque maison sous une multitude de formes : tapis et linoléum, matériaux isolants . . ., et encore d'autres qu'il serait trop long d'énumérer. En fait, l'amélioration de nos conditions de vie est en grande partie due à l'ingéniosité de ceux qui ont synthétisé de nouveaux composés chimiques ou découvert des façons de les utiliser dans notre économie ou dans de nouveaux procédés.

Cependant, nous avons trop souvent ignoré le revers de la médaille. Lentement, et à contrecoeur, nous avons appris que certains de ces produits étaient dangereux pour la santé. Nous avons élaboré des lois restreignant l'utilisation de certains de ces derniers dans l'espoir d'être protégés. Toutefois, chaque composé chimique finit tôt ou tard à l'égout ou dans l'incinérateur, à moins qu'il ne soit libéré par accident dans l'air, dans l'eau ou sur la terre; alors, ce produit ou ces dérivés modifient l'environnement. Des espèces sont décimées, des lacs et des rivières deviennent inaptes à conserver leurs faunes normales, la végétation change; les habitats dont dépendent certains organismes deviennent moins favorables aux plantes, aux animaux et à l'espèce humaine.

Il est urgent que les Canadiens prennent conscience de la menace qui pèse sur notre environnement, ainsi que son caractère insidieux. Il est nécessaire qu'ils apportent leur concours aux étapes lentes, peu spectaculaires, coûteuses, peut-être inconfortables mais certainement essentielles qui sont destinées à contrer la détérioration de plus en plus rapide de l'environnement par les agents chimiques.

Ces paroles ont été écrites en 1979, mais elles reflètent peut-être encore mieux la situation actuelle.

Utilisation des anomalies morphologiques des larves de chironomidés pour la surveillance des effets biologiques

W.F. Warwick

INTRODUCTION

L'écotoxicité, qui provoque la dégradation du milieu par des déchets chimiques, constitue l'un des plus graves problèmes compromettant la qualité de l'environnement canadien à l'heure actuelle. Selon le Conseil consultatif canadien de l'environnement (CCCE), les contaminants du milieu représentent actuellement l'une des plus graves menaces qui pèsent sur la santé des Canadiens et l'état de leur environnement. Les substances et les techniques chimiques sont omniprésentes; c'est non seulement l'industrie chimique proprement dite, mais également presque tous les autres secteurs industriels et commerciaux qui en font usage. Nos modes de vie, tributaires de la technologie, dépendent fortement des produits chimiques, à un point tel que l'industrie produit annuellement plus d'une tonne de substances chimiques, englobant plus que 60 000 types, pour chaque personne habitant en Amérique du Nord (Hall et Chant, 1979). L'utilisation, le gaspillage et le rejet de ces produits ont de très graves répercussions, car une très vaste quantité de substances contaminantes aboutissent finalement dans le milieu sous une forme ou une autre. Comme en font preuve nos agissements, nous avons évidemment supposé que notre environnement était à toute épreuve, qu'il pouvait supporter presque tout type d'agression. Cela n'est plus défendable. Au cours des dernières années, nous nous sommes nettement rendus à l'évidence que non seulement la dégradation systématique du milieu était peu souhaitable, mais que notre irresponsabilité compromettait la stabilité de l'écosphère (Goldsmith et coll., 1972).

Une fois qu'elles sont libérées dans le milieu, de nombreuses substances chimiques, de par leur nature, sont rapidement absorbées par des organismes vivants. En raison des liens réciproques qui existent entre les systèmes biologiques, ces substances sont rapidement disséminées de part et d'autre, et atteignent tous les organismes vivants. La dispersion des produits chimiques toxiques a eu un effet dévastateur sur l'organisation extrêmement complexe des divers organismes et le dédale de leurs interactions. Bon nombre de populations les plus vulnérables ont subi des pertes ou ont été décimées, ce qui s'est ensuite répercuté sur la capacité des écosystèmes de recouvrer un équilibre et de conserver leurs caractéristiques particulières. Parce qu'elles se dispersent de façon insidieuse et qu'elles ont une forte capacité de dissémination, les substances chimiques toxiques perturbent de plus en plus la stabilité de l'écosphère dans son ensemble (Goldsmith et coll., 1972).

Il y a lieu de croire que les conséquences les plus graves de la pollution de l'environnement sont dues aux effets cumulatifs de dizaines de milliers de matières contaminantes qui réagissent entre elles dans le milieu. Le problème auquel on se heurte est qu'une fois qu'une substance chimique pénètre dans l'environnement, il devient impossible d'exercer un contrôle sur elle ou d'empêcher sa dispersion. Les caractéristiques de chaque matière chimique changent rapidement dans le milieu aquatique. En outre, plus souvent qu'autrement, les polluants réagissent entre eux. Chaque produit chimique subit des transformations et s'intègre au milieu par le biais de processus physiques, chimiques et biologiques à un point tel que les incidences globales d'un grand nombre de polluants de moindre importance peuvent être aussi graves, voire plus notables, que celles d'un polluant dont les effets sont jugés plus dévastateurs (SCEP, 1970); il est rare que ces matières réagissent de façon antagoniste de sorte que leurs effets soient annulés (Regier, 1986). C'est donc dire qu'en matière de contamination de l'environnement, les problèmes les plus lourds de conséquence sont provoqués par le fait qu'une multitude de substances chimiques réagissent entre elles de façon simultanée et synergétique et entraînent, sans discrimination, des répercussions à long terme, qui sont souvent irréversibles; de plus, leurs effets sont délétères même lorsque leurs concentrations sont faibles.

Les perturbations ultérieures ont généralement un effet cumulatif qui dégrade davantage le milieu. À l'heure actuelle, il n'existe aucun moyen, que ce soit sur le plan méthodologique ou réglementaire, d'évaluer adéquatement ces effets cumulatifs (Dayton, 1986). Les lois visent généralement les effets propres à un projet donné sans tenir compte des incidences cumulatives qui perturbent peut-être déjà le milieu ou qui pourraient être provoquées par la mise en oeuvre d'autres projets, connus ou projetés. En outre, la majorité des règlements en matière d'environnement ne

tiennent aucun compte des effets additifs potentiels sur les écosystèmes en rapport les uns avec les autres, que ce soit dans une perspective spatiale ou temporelle. Dans la pratique, les tenants d'un projet donnant lieu à des perturbations peuvent donc faire valoir que celles-ci seraient négligeables par rapport aux nuisances qui existent déjà, même si le milieu est fortement agressé. De toute évidence, une approche plus globale s'impose.

Une approche écologique a été préconisée par bon nombre de chercheurs (Hall et Chant, 1979; Cairns, 1980, 1981, 1983, 1986; Cairns et van der Schalie, 1980; Beanlands et Duinker, 1983; Regier et Grima, 1984). D'après Cairns (1986), «même les méthodes écologiques les plus rudimentaires et les moins efficaces sont préférables aux normes techniques et à celles relatives aux tuyaux de rejet afin de veiller à la sauvegarde de l'environnement. Les approches écologiques sont les seules à établir une boucle de rétroaction, fournissant des renseignements sur la qualité de l'écosystème visé». Si l'on ne dispose pas de moyens de mesurer directement les réactions du milieu aux agressions dues aux contaminants, la préservation et la surveillance de la qualité des ressources en eau douce ne donneront jamais les résultats escomptés.

L'objet de ce document est d'étudier le rôle des larves de chironomidés dans les communautés aquatiques et, plus particulièrement, d'examiner la possibilité d'avoir recours aux anomalies morphologiques des larves pour déceler la présence des matières contaminantes et évaluer l'importance de leurs incidences sur les écosystèmes d'eau douce. Les communautés biologiques dans leur ensemble permettent d'observer directement les méfaits des substances contaminantes, car elles sont exposées aux transformations que ces substances subissent dans les milieux aquatiques ou y contribuent directement. En conséquence, leurs réactions fournissent une mesure directe de la charge toxique nette agressant l'écosystème.

Il existe toute une gamme d'indicateurs biologiques valables pour la surveillance de la contamination des eaux, mais les larves de chironomidés présentent un certain nombre de caractéristiques qui les rendent particulièrement propices à une mise en relation avec l'organisation extrêmement complexe et dynamique d'un écosystème aquatique. De surcroît, on a constaté que les anomalies morphologiques des larves de chironomidés offrent un fort potentiel en ce qui concerne la détection des contaminants et l'évaluation de leurs effets. Les techniques employées pour ce type d'évaluation sont encore au stade de développement, mais il est clair qu'il existe un lien entre ces changements morphologiques et les substances contaminant l'environnement. Quoi qu'il en soit, la présence de larves grossièrement difformes révèle que leur milieu est fortement perturbé. Les recherches qui se poursuivent ont démontré qu'il existe aussi une corrélation entre les réactions morphologiques les plus ténues et le degré de contamination des eaux, mais ces liens ne sont peut-être pas toujours aussi simples qu'on pourrait le croire.

Ce rapport vise à : 1) démontrer que les chironomidés sont des organismes propices aux expériences, 2) examiner le rôle et l'utilité de ces organismes en ce qui a trait à la science de l'environnement, 3) préciser là où on en est quant à l'utilisation des anomalies morphologiques comme indicateurs biologiques et 4) évaluer les possibilités d'avoir recours aux techniques morphologiques au cours des évaluations courantes de l'étendue et de la nature de la dégradation du milieu, c'est-à-dire de l'état de santé de milieux aquatiques.

NIVEAUX D'ORGANISATION BIOLOGIQUE

Les communautés biologiques (figure 1) constituent l'un des sept grands niveaux d'organisation hiérarchiques de l'écosphère : écosystèmes, communautés, populations, individus, organes, cellules et molécules. Si l'on examine le potentiel qu'offrent ces niveaux à l'égard de la surveillance écologique, on constate que chacun d'entre eux est caractérisé par des points forts et des points faibles inhérents.

La figure 1 présente une matrice agression/réponse (adaptée du CNRC, 1985), qui montre que :

1) une réponse primaire au niveau de l'individu n'entraînera que peu de changement, voire aucun, aux niveaux de la population et de la communauté;

2) une réponse secondaire au niveau de l'individu entraînera une certaine perte d'énergie (par exemple, taux de croissance réduit) ce qui peut provoquer certains changements primaires dans la structure de la population;

3) une réponse tertiaire au niveau de l'individu (par exemple, forte mortalité dans une classe d'âge précise) peut modifier, de façon marquée, la structure de la population, provoquant un effet de compensation (par exemple, changements au niveau de la fécondité) et certains changements initiaux de la structure de la communauté (par exemple, changements quant aux relations prédateur-proie);

4) un changement tertiaire au niveau de la structure de la population (par exemple, disparition d'une espèce) peut provoquer des changements d'ordre secondaire ou des effets compensatoires à l'échelle de la communauté (par exemple, changement quant aux espèces dominantes);

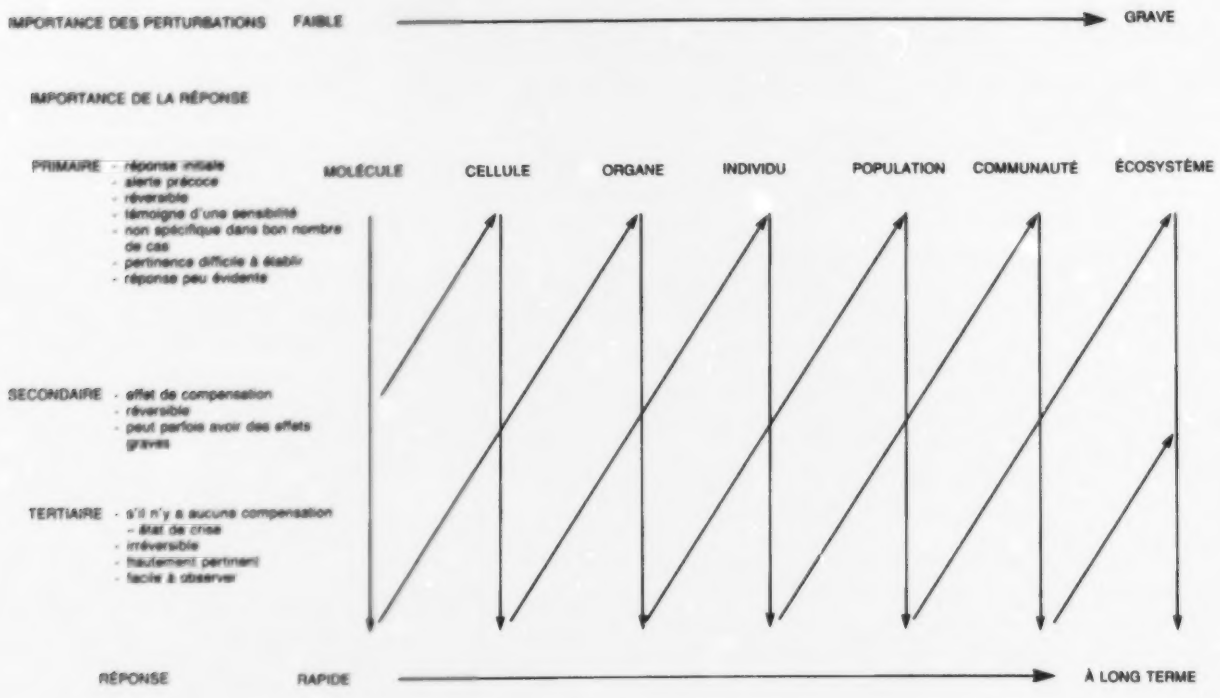


Figure 1. Matrice agression/réponse. Adapté du CNRC (1985).

5) un changement tertiaire au niveau de la structure de la communauté se traduirait par une perte d'espèces et une dégradation complète de l'environnement (par exemple, benthos dominé par des oligochètes près des sources de pollution organique).

L'écosystème

D'un côté, les écosystèmes naturels sont complexes, leur nature et leur étendue sont très variables, et ils diffèrent d'une région à l'autre; seuls ces systèmes peuvent fournir des renseignements suffisamment complets et détaillés pour déboucher sur une estimation fiable des incidences écologiques des contaminants sur l'environnement. C'est la complexité même de l'écosystème qui est à l'origine de sa stabilité. La perturbation de ses micro-éléments diminue sa capacité de lutter contre la dégradation chimique et de recouvrer sa stabilité initiale. Tout indicateur sensible devrait permettre de déterminer le nombre de micro-éléments d'un écosystème qui peuvent être endommagés avant que celui-ci manifeste des signes d'une importante détérioration. On pourrait comparer l'écosystème à un avion et se demander combien de rivets peuvent en tomber avant qu'il ne s'écrase. Un bon entretien est donc essentiel afin d'éviter les situations désastreuses, qu'il s'agisse d'un avion ou d'un écosystème. Nous devons «faire l'inspection de tous les rivets» afin d'écarter toutes catastrophes écologiques.

Or, la complexité inhérente de l'écosystème crée des difficultés. Les relations entre les éléments des systèmes naturels sont non linéaires, et la majorité d'entre elles sont caractérisées par des seuils, des limites et des discontinuités. Il n'est pas étonnant que les écologistes ne s'entendent pas dans leurs définitions (Dayton, 1986).

L'un des problèmes que les écologistes ont le plus de mal à surmonter est de faire bien comprendre aux législateurs, aux personnes chargées de la réglementation, et aux autres profanes dans le domaine de la biologie la complexité des systèmes naturels et les difficultés qu'elle engendre, en leur faisant néanmoins valoir les avantages d'une évaluation environnementale qui repose sur des principes écologiques. Selon Cairns (1986), nous semblons incohérents dans nos propos. D'une part, nous prétendons que les écosystèmes sont si complexes qu'ils dépassent l'entendement, ou qu'il est carrément impossible de prévoir les conséquences du rejet d'une substance chimique ou de toute perturbation donnée sur l'écosystème. D'autre part, nous affirmons que l'exécution d'une ou deux épreuves simples avec une seule espèce nous permettra de nous prononcer sur l'état de l'écosystème. La complexité d'un

écosystème est stupéfiante et si nous nous laissons intimider par cela, nous serons incapables d'agir de façon constructive. Toutefois, le fait de nous limiter à quelques tests avec une unique espèce, guère révélateurs du véritable fonctionnement du milieu, pourrait constituer une grave entrave lorsqu'il s'agit de remédier à des problèmes dans des systèmes complexes et extrêmement dynamiques. Il nous faut une solution intermédiaire, peut-être gênante et intellectuellement insatisfaisante, pour aborder la question de la contamination du milieu de façon adéquate et responsable.

Communautés et populations

Les systèmes biologiques fonctionnels que représentent les communautés et les populations sont d'une complexité similaire et sont fort variables. Les communautés englobent de nombreuses populations, et ces deux niveaux d'organisation ont un certain nombre de caractéristiques de base communes (Dayton, 1986). De nombreuses composantes (populations et individus) de l'écosystème ont des interactions variées sur divers plans : reproduction, concurrence intraspécifique et interspécifique, communication, prédation et mutualisme. Le rapport des sexes, la structure par âge, les variations des effectifs, les relations spatiales et temporelles, dont le degré d'hétérogénéité dans le milieu et les tendances en matière d'ontogenèse, ne constituent que quelques variables importantes influant sur le fonctionnement des populations et des communautés.

De tout temps, les études communautés-populations ont visé à identifier, énumérer et dresser la liste des diverses composantes, faisant abstraction des facteurs plus complexes agissant à ces niveaux. Bien que des indices descriptifs soient utiles, les effets peu évidents sur les communautés et les populations peuvent ne se manifester qu'après une longue durée d'exposition. Étant donné qu'on risque de devoir consacrer encore plus de temps à l'étude, au diagnostic et à l'enraiement des problèmes provoqués par les contaminants, l'approche classique aux études sur le terrain ne peut généralement pas permettre d'éviter des dégâts importants (CNRC, 1985).

Organes, cellules et molécules

De l'autre côté, l'organisation aux niveaux des organes, cellules et molécules est d'une complexité similaire et est également très variable. Le nombre de réactions biochimiques aux agressions qui pourraient être mesurées sont presque illimitées (composantes du sang, activité enzymatique, teneur en métabolites, taux d'excrétion, digestion, neuro-transmission, etc.), mais peu d'entre elles ont été étudiées de façon systématique (CNRC, 1985). Les mesures physiologiques, biochimiques et histologiques actuellement disponibles ne sont guère utiles, car on n'a pas encore pu établir un lien entre les réactions biochimiques aux conditions écologiques défavorables et la santé des populations, des communautés et des écosystèmes, phénomènes qui permettraient finalement de mesurer les réactions (CNRC, 1985). Non seulement les techniques biochimiques dépendent-elles fortement des connaissances acquises concernant la physiologie des organismes, mais également de la chimie des matières contaminantes. Pour bien comprendre ces deux phénomènes, il faut avoir des connaissances approfondies au sujet de la structure chimique et biologique de l'écosystème et être renseigné sur les sources et la nature des contaminants et des autres facteurs agressant la population.

L'individu

L'individu constitue aussi une entité complexe, révélant une variabilité inhérente fort importante et ayant en commun avec les populations et les communautés de nombreuses caractéristiques examinées ci-dessous. Cependant, dans la perspective de la surveillance de l'environnement, l'individu offre un certain nombre d'avantages. Il s'agit du premier maillon de la pyramide des effectifs; sans l'individu, les techniques biochimiques n'auraient aucune utilité et les échelons supérieurs de la hiérarchie n'existeraient pas. L'individu est l'élément fondamental de toutes les formes de vie et constitue le premier point d'entrée dans la biosphère. D'après Petersen et Petersen (1983), les changements observés chez l'individu peuvent être d'une plus grande utilité que les modifications qui se produisent au sein de la communauté, car les individus réagissent avant celle-ci. On peut présumer que toute toxicité dans un écosystème est due, au départ, à une interaction chimique quelconque entre un contaminant et l'individu, que cela se produise au niveau des organes, des cellules ou des molécules (CNCR, 1985). Étant donné que ces interactions sont uniques et qu'elles précèdent toute répercussion sur les autres niveaux hiérarchiques, la réponse de l'individu constitue le premier signe plausible que l'environnement se dégrade.

COMMUNAUTÉS BENTHIQUES

Les communautés biologiques offrent toute une gamme d'indicateurs appropriés en ce qui a trait à la contamination du milieu. Mais les biologistes ont un défi de taille à relever : déterminer quels sont les éléments des systèmes biologiques qui fonctionnent selon un certain ordre ou qui offrent une certaine prévisibilité. Les communautés biologiques comprennent généralement des espèces d'importance ou (et ce qui importe avant tout) des groupes d'espèces fonctionnels d'importance, qui peuvent aider les biologistes à arriver à leurs fins.

Bien que tous les éléments soient peut-être reliés entre eux, il y a suffisamment de signes qui permettent de croire que certaines espèces jouent un rôle plus crucial que d'autres dans de nombreuses communautés (Elton, 1966; Dayton, 1984). Lorsqu'on croit repérer des espèces de cet acabit dans un système, il faut les étudier ou, à tout le moins, les surveiller (Lewis, 1976). Bon nombre d'observations appuient l'hypothèse selon laquelle il existe des groupes fonctionnels au sein des communautés benthiques. Dayton (1986) en a identifié un certain nombre dans les habitats des substrats meubles, dont les suspensivores (organismes se nourrissant de matières en suspension), les détritivores (organismes se nourrissant de détritus), les fouisseurs et les organismes tubicoles. Selon Dayton (1986), ces groupes ne s'excluent pas mutuellement, mais ont tendance à être résistants. En modifiant le milieu sédimentaire, ils restreignent l'intégration de représentants d'autres groupes et assurent ainsi une forte stabilité interne. C'est cette stabilité qui constitue la clé du fonctionnement et de l'harmonie de la biosphère.

En outre, de nombreux signes révèlent que les communautés benthiques des substrats meubles sont exposées à la majeure partie de la charge de contaminants dans les écosystèmes aquatiques. Les sédiments représentent l'un des principaux véhicules favorisant la migration des substances, et la plupart des contaminants finissent par s'y déposer. Les concentrations de la majorité des substances chimiques qui se déposent dans les sédiments sont de loin supérieures (plusieurs ordres de grandeur) à celles mesurées dans la colonne d'eau. Les concentrations de nombreux composés comme les hydrocarbures à fort poids moléculaire (DDT, BPC, etc.) demeurent élevées dans les sédiments pendant des années une fois qu'on a mis fin aux rejets. Étant donné que des organismes benthiques vivent dans les sédiments, ils sont directement exposés à ces résidus. Les contaminants qui n'ont pas d'effets léthaux sur ces organismes s'accumulent souvent dans leurs tissus corporels et sont transférés aux consommateurs des maillons supérieurs de la chaîne trophique. Puisque les organismes benthiques représentent une composante fondamentale de cette chaîne, ils constituent l'un des principaux véhicules amorçant l'évolution des contaminants dans la pyramide alimentaire, dont le point d'aboutissement est l'être humain.

Les chironomidés : un groupe fonctionnel

Les chironomidés représentent l'un des plus importants groupes fonctionnels des communautés des substrats meubles et comprennent toutes les catégories identifiées par Dayton (1986), avec quelques-unes en sus. Le nom exact de chacune d'entre elles, dépendant principalement du régime alimentaire des organismes, varie selon les auteurs (Oliver, 1971; Smock, 1983; Pinder, 1986) : 1) les détritivores, qui ingèrent, sans aucune discrimination, des sédiments et des détritus (matières organiques mortes, d'origine végétale ou animale, en voie de putréfaction sous l'effet des microorganismes); 2) les omnivores, qui ingèrent, de façon sélective, des détritus, des matières végétales vivantes et certains organismes; 3) les filtreurs, qui vivent dans des sédiments ou des plantes mêmes ou à leur surface, filtrant algues, détritus et autres matières en suspension dans la colonne d'eau; 4) les carnivores, qui assaillent et mangent d'autres invertébrés aquatiques; 5) les organismes qui s'alimentent en surface des matières captives dans la pellicule superficielle des sédiments; 6) les mineuses, qui creusent une galerie à l'intérieur des plantes et se nourrissent de la matière végétale; et 7) les parasites, qui vivent en symbiose, en commensalisme ou autre, aux dépens d'autres invertébrés aquatiques. Peu de chironomidés semblent se restreindre rigoureusement à un seul mode d'alimentation, mais la plage des régimes témoigne de l'importance fonctionnelle de la famille dans les substrats meubles. Dayton (1986) a souligné le rôle des communautés de ces substrats au cours des évaluations des incidences cumulatives, car elles sont exposées à tous les effets des contaminants qui s'accumulent dans les sédiments.

Avantages d'avoir recours à des chironomidés comme indicateurs biologiques

En tant qu'indicateurs de l'état de l'environnement, les chironomidés offrent un certain nombre d'avantages. Ceux-ci sont liés à la structure et aux caractéristiques de la famille proprement dite qui, dans une large mesure, réunit les caractéristiques clés d'un écosystème.

1. Omniprésence

La famille des chironomidés est répartie à l'échelle de la planète. Les deux espèces de chironomidés qui vivent dans l'Antarctique constituent les deux types d'insectes endopérygotes (holométaboles) libres que l'on a identifiés à cette limite méridionale. Les chironomidés s'étendent également aux limites septentrionales des terres, et ils représentent entre le cinquième et la moitié du nombre total d'espèces fauniques de l'Arctique. Entre ces deux limites de leur répartition géographique, les chironomidés se sont dispersés dans presque tous les habitats aquatiques ou humides, dont les zones périphériques des océans du monde (Oliver, 1971).

Intérêt : Étant donné que les chironomidés sont répartis à l'échelle du globe, cette famille est apte à devenir un groupe de surveillance utilisable dans tous les pays et sur tous les continents.

2. Importance de la famille

Les chironomidés constituent la plus vaste famille d'insectes aquatiques. Bien qu'il n'existe aucune évaluation fiable du nombre total d'espèces qu'elle englobe, Oliver (1971) estime que plus de 5000 espèces avaient été décrites en 1971. D'après Ashe (1983), les espèces de la famille des chironomidés sont actuellement divisées en 10 sous-familles et 24 tribus. Les genres semblent omniprésents et présentent des caractéristiques fort similaires à l'échelle mondiale.

Intérêt : Le choix d'espèces présentant des caractères similaires et ayant une répartition mondiale permet de comparer les réponses biologiques tant à l'échelle des sites qu'à l'échelle régionale, nationale ou internationale. Selon Cairns (1986), l'extrapolation d'une échelle à l'autre constitue l'un des éléments du problème que suscite l'extrapolation d'un niveau d'organisation biologique à un autre. Il est déjà assez difficile de justifier les extrapolations des réactions d'une espèce dans une petite zone à une région plus vaste, même lorsque l'écosystème est homogène.

3. Diversité des habitats

Aucun autre groupe d'insectes ne fréquente la gamme d'habitats occupés par les chironomidés. Ceux-ci se sont adaptés à pratiquement tous les types d'habitats aquatiques, dont les zones littorales et benthiques des lacs, les étangs, les étangs temporaires, les chutes d'eau, les eaux de fonte glaciaires, les cours d'eau à écoulement lent et rapide, les sources chaudes et froides, les aisselles remplies d'eau des feuilles ou des rameaux des plantes, les creux des arbres et les fleurs remplies d'eau des plantes insectivores. Un certain nombre de chironomidés vivent également dans les eaux saumâtres marines et, sur terre, on les retrouve même dans la bouse de vache. Les chironomidés sont véritablement omniprésents et constituent fréquemment le groupe le plus abondant d'insectes dans les milieux d'eau douce.

Intérêt : En raison de leur répartition écologique exceptionnelle, les chironomidés ont des représentants de tous les groupes fonctionnels dans leurs communautés (Dayton, 1986).

4. Sensibilité écologique

En tant que famille, les chironomidés présentent une plage de sensibilité exceptionnellement vaste vis-à-vis des paramètres écologiques comme les concentrations d'oxygène dissous, le pH, la salinité, le substrat, les courants, la profondeur de l'eau, les sources d'alimentation, la température, la déshydratation, le gel, et la pollution par des déchets organiques, des métaux lourds et d'autres types de contaminants. Certaines espèces semblent mal résister à certaines situations, tandis que d'autres peuvent supporter toute une gamme de conditions. *Protanypus morio* requiert de très fortes concentrations d'oxygène dissous, tandis que *Chironomus plumosus* peut survivre dans des conditions anoxiques pendant une durée s'étendant jusqu'à 120 jours (Nagell et Landahl, 1978). *Stenochironomus gibbus* ne peut guère survivre que s'il s'enfouit dans du bois pourri immergé, tandis que *Chironomus riparius* peut résister à une forte pollution organique, peut-être en raison de sa vitesse de croissance potentiellement élevée (Pinder, 1986). *Polypedilum vanderplankii* peut subsister dans des conditions de déshydratation complète pendant des mois (Oliver, 1971). La roche et les graviers sont principalement fréquentés par les membres des familles *Orthocladiinae* et *Diamesinae*, tandis que les espèces de *Chironominae* et *Tanypodinae* dominent les sables et les limons (Pinder, 1986). D'après les données préliminaires qui ont été recueillies, les espèces de *Chironomus* semblent fortement vulnérables aux contaminants dans l'environnement, tandis que les espèces de *Cryptotendipes* et *Heterotrissocladius* ne le semblent pas (Warwick, 1988).

Intérêt : Compte tenu de la plage exceptionnelle de sensibilité des chironomidés, les caractéristiques clés de tout l'écosystème seront représentées soit au niveau de l'individu soit au niveau de la famille. D'après Regier (1986), les espèces (ou les groupes d'espèces) qui ont intégré bon nombre des caractéristiques et des processus biotiques et abiotiques d'un écosystème, ou la majorité d'entre eux, devraient constituer de bons indicateurs de l'état de cet écosystème.

5. Utilité au cours des évaluations de l'environnement

L'utilité des communautés de chironomidés au cours des évaluations de l'environnement a déjà été mise en évidence dans le système de classement des lacs. Ce sont Thienemann (1913, 1922, 1931) et Naumann (1917, 1929) qui ont d'abord défriché ce domaine, puis Brundin (1949), Seather (1975, 1979), Wiederholm (1976, 1980) et Warwick (1980a) ont poursuivi les recherches pour aboutir à un système assez perfectionné de classement des lacs selon leurs conditions trophiques (figure 2). Le système repose principalement sur les réactions des communautés de chironomidés aux changements des réserves d'oxygène et d'aliments, de la température, des modes de sédimentation et d'autres paramètres écologiques qui modifient la composition et l'abondance relative des espèces dans la communauté (Warwick, 1988). Brundin (1956) a démontré que le classement typologique des lacs en fonction des communautés de chironomidés est probablement applicable à l'échelle mondiale. Bien que l'on s'en serve depuis relativement peu de temps en Amérique du Nord, le système de classement des lacs est un moyen fort répandu en Europe

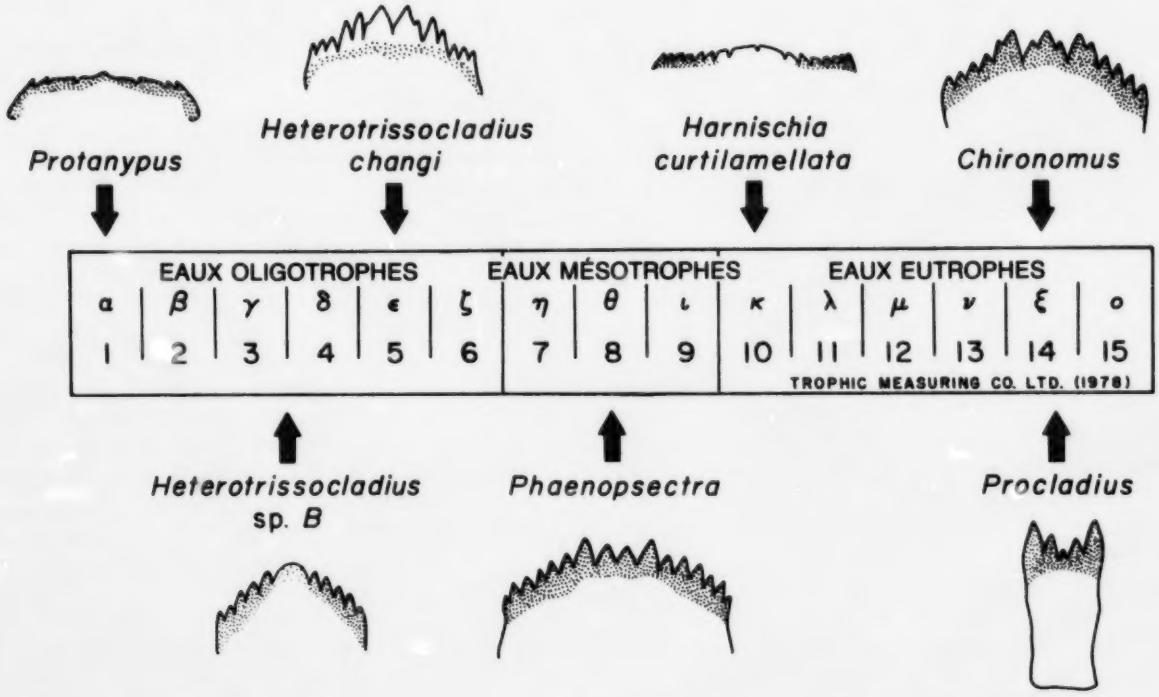


Figure 2. Représentation graphique du système de classement des lacs en fonction des assemblages de communautés de chironomidés. D'après Warwick (1980).

pour évaluer et surveiller les conditions trophiques dans les lacs.

Intérêt : Le système de classement des lacs démontre que, sur le plan opérationnel, les chironomidés seraient utiles au cours des évaluations de l'environnement et, plus particulièrement, des études des conditions trophiques.

6. Rôle dans la chaîne alimentaire

Les larves de chironomidés jouent un rôle capital dans l'accumulation et l'évolution des matières contaminantes dans la chaîne alimentaire, parce qu'elles représentent un maillon de base de celle-ci. De nombreuses larves de chironomidés sont des brouteurs primaires et se nourrissent directement de détritus organiques, de détritus décomposés sous l'action microbienne, ou de microbes proprement dits (Pinder, 1986). À leur tour, les larves de chironomidés font partie intégrante du régime alimentaire des poissons et des canards barboteurs et plongeurs.

Intérêt : Puisque la majorité des contaminants présents dans les sédiments sont fixés à des matières organiques, les larves de chironomidés en subissent directement les effets à cause de leur régime alimentaire. Les matières contaminantes qui s'accumulent dans leurs tissus sont rapidement transmises aux poissons et canards qui ingèrent ces larves, et aboutissent finalement au dernier maillon de la chaîne, l'être humain. En raison de leur taille, les larves de chironomidés représentent également l'un des maillons de base de la chaîne trophique pouvant être facilement étudié.

7. Étapes du cycle biologique

Les chironomidés vivent le plus gros de leur vie à l'état larvaire (figure 3); au Canada, en général, cette étape s'étend sur environ 11 mois aux latitudes moyennes. Toute l'énergie requise pour compléter leur cycle vital s'accumule sous forme de tissu au cours des étapes larvaires car, à quelques exceptions près, les adultes ne se nourrissent pas. La pupe, stade intermédiaire, ne dure que quelques jours, tandis que les adultes ne vivent que quelques jours à quelques semaines au maximum (Oliver, 1971). La reproduction a lieu au stade adulte; c'est alors que la femelle pond ses oeufs, et le cycle recommence.

Intérêt : Les larves de chironomidés sont exposées aux substances contaminantes pendant toute la durée du stade le plus long, le plus métaboliquement actif et le plus crucial de leur cycle de vie.

Figure 3. Larve, pupe et imago (forme adulte) de la famille *Chironomidae* (de gauche à droite).

Les oeufs, protégés par une enveloppe gélatineuse, sont habituellement déposés près du lieu d'émergence de la femelle. Il existe peu de données précises en ce qui concerne le temps qui s'écoule entre la ponte et le moment d'éclosion. Ce stade varie de quelques jours à quelques semaines et est probablement fonction de la température et de la durée totale du cycle biologique de chacune des espèces. Après l'éclosion, quatre stades larvaires distincts (cinq chez certaines espèces de *Tanypodinae*) ont été dénombrés; il est facile d'établir une distinction entre chacun d'entre eux en mesurant la largeur ou la longueur de la capsule céphalique. Au cours de leur premier stade larvaire, les chironomidés sont habituellement planctoniques jusqu'à ce qu'ils dénichent un substrat approprié.

Intérêt : On a démontré que des contaminants comme le DDT peuvent être transmis de la femelle à l'oeuf, entraînant des effets sur les générations futures (Derr et Zabik, 1972). La croissance progressive au cours des divers stades larvaires est un facteur qui revêt de l'importance quant à la détermination du degré de perturbation et de la variabilité induite par les facteurs d'agression (Odum et coll., 1979). L'étape planctonique joue un rôle dans la dispersion des espèces qui ne se déplacent pas normalement à leur gré dans l'eau et dans la reconstitution des effectifs dans les zones recouvrant leurs caractéristiques d'antan, soit naturellement soit par des programmes de remise en état (Dayton, 1986).

Dans un habitat approprié, les larves du premier ou du second stade adoptent un mode de vie qu'elles conservent tout au long de leur développement. Les larves fouisseuses ne s'enfoncent généralement que sur quelques centimètres dans le substrat, tandis que celles qui vivent à la surface de celui-ci s'y déplacent librement. Quelques espèces (par ex., les espèces de *Phaenopsectra*) pénètrent dans la colonne d'eau pendant des périodes de 24 heures (Oliver, 1971).

Intérêt : À la différence des poissons, les larves de chironomidés ne sont pas des organismes migrateurs (CNRC, 1985); les déplacements qu'elles effectuent visent à faciliter la dispersion plutôt qu'à leur permettre de se garer de conditions malsaines. Puisque la majorité des larves vivent en contact avec les sédiments, elles sont directement exposées aux charges cumulatives récentes de contaminants, et les effets sont immédiats.

8. Durée du cycle biologique

Le cycle de vie des chironomidés est relativement court. Dans la zone tempérée, bon nombre d'espèces sont univoltines ou bivoltines, mais il n'est pas rare que trois générations ou plus se développent en une année (Pinder, 1986). Le développement larvaire des espèces vivant dans la zone la plus creuse des lacs profonds peut prendre plus d'un an, tandis que dans le grand nord, il peut s'étendre sur deux à sept ans. Dans des conditions d'élevage optimales, les larves de *Chironomus tentans* requièrent 30 à 33 jours depuis le moment de l'éclosion pour atteindre le stade précédant la pupation. Par rapport à d'autres espèces biologiques, les chironomidés ont un cycle vital d'une durée qui se prête tout à fait aux évaluations de l'environnement.

Les analyses chimiques renseignent sur la qualité de l'eau au moment de l'échantillonnage (figure 4). Le phytoplancton et le zooplancton s'adaptent aux conditions de la colonne d'eau en une période s'échelonnant sur quelques jours, quelques semaines ou quelques mois. Quant aux larves de chironomidés, qui vivent en contact avec les sédiments de fond, ce processus s'échelonne sur des mois dans le sud et dans les zones intermédiaires et sur une année dans les zones plus septentrionales. L'espérance de vie des poissons est considérablement plus longue, et certaines espèces vivent même pendant des décennies. Le temps de réponse est donc d'une durée proportionnelle [par exemple, chez certaines espèces de poissons, les déviations de la colonne vertébrale dues à la présence de contaminants peuvent ne devenir apparentes qu'au bout de 5 à 10 ans (CNRC, 1985)] et, comme cela se produit trop fréquemment, ces populations sont déjà gravement en péril avant même que l'on ne se rende compte qu'il existe un problème.

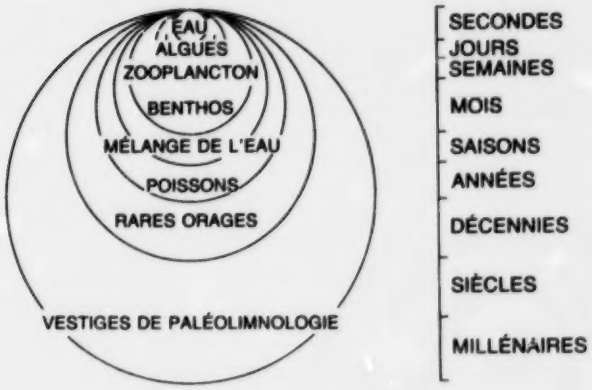


Figure 4. Comparaison des cycles temporels des paramètres physiques, chimiques et biologiques propres aux programmes de surveillance.

Intérêt : Le cycle biologique des chironomidés est suffisamment court pour être pratique et néanmoins suffisamment long pour bien «jauger» les conditions écologiques; en outre, ces organismes se développent assez rapidement de manière à obtenir une caractérisation adéquate.

9. Conservation des restes de larves

La capsule céphalique des larves de chironomidés est constituée de chitine, substance biologique la plus dure après l'émail des dents des vertébrés. En conséquence, la capsule céphalique des larves ne peut virtuellement pas être atteinte par les phénomènes de dégradation normaux et se conserve de façon plus ou moins intacte dans les sédiments. Les restes récupérés peuvent être des vestiges de larves qui ont péri avant d'avoir complété leur cycle de vie, il peut s'agir de capsules excrétées par des prédateurs comme les poissons, ou des capsules dont se sont dépouillés les chironomidés après la pupation et l'émergence. Peu importe d'où ils proviennent, ces restes sont intégrés aux dépôts sédimentaires annuels et constituent un témoignage permanent de la vie passée de la communauté des chironomidés, permettant de reconstituer son évolution en remontant les temps géologiques. Ashe (1983) a dénombré 23 genres qui n'ont pu être identifiés qu'à l'aide des fossiles récupérés dans les sédiments.

Intérêt : L'analyse des fossiles au moyen de techniques paléolimnologiques de reconstitution des changements survenus dans les écosystèmes d'eau douce, qu'ils aient été naturels ou d'origine anthropique, permet de créer un cadre temporel, qu'aucune autre méthode biologique ou chimique ne peut offrir. Des périodes s'étendant sur des années, voire même sur des millénaires, peuvent être étudiées de manière à situer les changements à l'époque où ils sont survenus.

10. Paléo-reconstitution des changements écologiques

Warwick (1980a, 1980c) a démontré que les techniques paléolimnologiques pouvaient faciliter l'identification et la reconstitution des incidences de la colonisation et de l'évolution de la société dans la baie de Quinte, située dans le lac Ontario. Il a révélé (figure 5) qu'une grave dégradation de la baie avait été amorcée dès 1800, que trois processus, à savoir la sédimentation, l'eutrophisation et la contamination, avaient favorisé cette dégradation et que même les populations d'autochtones ayant occupé le territoire avant la colonisation avaient perturbé la baie. Un signe de dégradation notable a été la réduction du nombre de taxons de chironomidés vivant dans la baie : ils sont passés de 158 avant la colonisation par les Européens à 18 dans les sédiments actuels. Par analogie avec l'avion, il manque de toute évidence de nombreux «rivets» dans l'écosystème de la baie de Quinte! L'étude a nettement montré dans quelle mesure les activités anthropiques ont dégradé l'écosystème de la baie de Quinte : à l'origine, quand la baie n'avait pas encore subi les méfaits de la civilisation, la lumière pénétrait dans la colonne d'eau jusqu'à une profondeur excédant 22 m, tandis qu'à l'heure actuelle, elle ne peut pénétrer qu'à une profondeur de quelques mètres seulement à cause des fortes proliférations d'algues et du degré de turbidité.

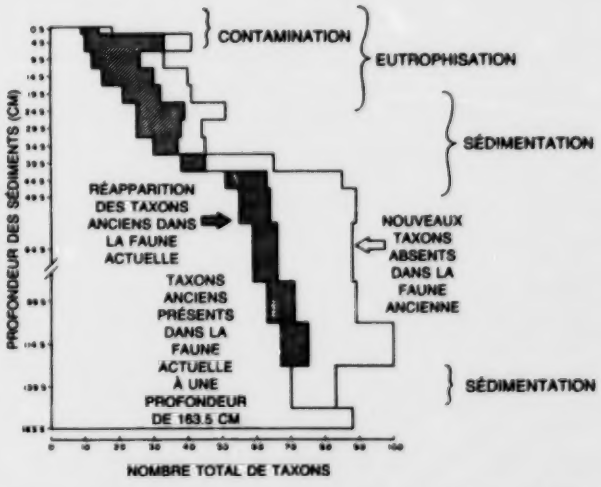


Figure 5. Effets des principaux processus d'agression sur les effectifs des chironomidés dans les sédiments de la baie de Quinte. Les zones hachurées représentent les taxons originaux qui refont apparition. Renseignements tirés de Warwick (1980c).

Intérêt : L'analyse stratigraphique et l'étude des vestiges de larves de chironomidés dans les sédiments représentent l'une des meilleures méthodes pour examiner les changements, tant naturels que d'origine anthropique,

qui s'effectuent à long terme dans les écosystèmes d'eau douce. Les techniques sont sensibles et donnent des résultats immédiats, à un point tel que l'on peut distinguer les incidences des petites populations d'autochtones.

Intérêt : La compréhension des plages appropriées de variabilité naturelle — processus dominants du passé, du présent et, potentiellement, de l'avenir — constitue l'un des éléments les plus importants sur lesquels repose l'évaluation des perturbations cumulatives (Cornford, 1986). Il est essentiel d'établir une distinction entre les changements dus à des processus naturels et ceux d'origine anthropique et d'éviter que la très forte variabilité naturelle des paramètres de base entrave la caractérisation des effets cumulatifs (Dayton, 1986). Selon Cairns (1986), il est «fort difficile d'établir le rapport cause à effet d'une unique manipulation (si ses incidences sont relativement graves), car les tendances spatio-temporelles ne seront probablement pas continues. Une étude du rapport cause à effet de deux types de manipulation effectués de façon simultanée, qui étaient peut-être en interaction l'une avec l'autre et avec la turbulence naturelle, risque de grever tout budget de recherche à cause de la complexité du problème. Il serait peut-être préférable de considérer trois manipulations simultanées ou plus ayant des répercussions assez graves comme s'il s'agissait d'un problème simple, puisqu'il risque de demeurer insoluble si on l'aborde comme un problème complexe. À l'heure actuelle, il est pratiquement impossible d'établir à posteriori une distinction entre les effets de ces diverses manipulations et une relation cause à effet avec une rigueur scientifique». Toutefois, bien qu'ils se soient produits de façon simultanée, les effets de trois processus majeurs ayant provoqué la dégradation de l'écosystème de la baie de Quinte ont pu être repérés en analysant les renseignements fournis dans le journal de la nature, les fossiles. Les effets de l'érosion (sédimentation), de la pollution (l'eutrophisation) et de la contamination étaient manifestes dans les assemblages de fossiles de chironomidés, qui sont passés d'une faune dominée par le genre *Tanytarsini*, jusqu'à une faune dominée par des spécimens de *Chironomus* difformes vivant en milieu eutrophe, en passant par une faune dominée par le genre *Phaenopsectra* caractérisant les milieux mésotrophes.

Intérêt : Trop fréquemment, les victimes de lents processus de changements majeurs, comme la dégradation de l'environnement, ne sont pas conscients de l'envergure des changements qui se sont produits autour d'eux et encore moins de la mesure dans laquelle ils ont, en tant qu'individus ou groupes, modifié leur comportement pour s'y adapter (Vallentyne, 1978). Dans le cas de la baie de Quinte, ce n'est qu'au milieu des années 1940 qu'on a exprimé des inquiétudes à l'égard de la qualité de cet écosystème (Tucker, 1948). Toutefois, presque 20 ans plus tard, McCombie (1967) n'a toujours pas pu démontrer de façon concluante qu'il y avait un écart entre les concentrations de phytoplancton mesurées en 1963-1964 et celles mesurées par Tucker en 1945. Pourtant, les analyses paléolimnologiques des changements survenus dans les structures de la communauté des chironomidés (Warwick, 1980a) révélaient que l'écosystème de la baie de Quinte était victime d'une importante dégradation plus de 200 ans auparavant!

La reconstitution des incidences de ces perturbations d'origine anthropique a révélé à quel point l'écosystème de la baie de Quinte s'était détérioré. Amorcée dans le but d'enrayer la dégradation et de prendre des mesures correctives (en vertu du Projet Quinte), l'étude a permis de nettement déterminer l'état de la baie antérieurement aux perturbations et de fixer des objectifs appropriés pour sa remise en état.

Intérêt : Une analyse paléolimnologique peut fournir le type de données de base requises pour déterminer si les mesures correctives auront l'effet recherché. À cet égard, Cairns (1986) a soulevé un certain nombre de points d'intérêt.

1. Comment peut-on déterminer quand la dégradation provoquée par des perturbations cumulatives a été enrayée?

2. Si les facteurs d'agression sont éliminés, l'écosystème recouvrira-t-il son équilibre dynamique antérieur sans mesure supplémentaire? Dans la négative, quel genre de mesures devraient être prises?

3. S'il est impossible de remettre un écosystème endommagé dans son état original, comment peut-on choisir un écosystème de rechange à reconstituer qui sera compatible avec les autres écosystèmes auxquels il est relié?

4. Si, dans un écosystème perturbé, on observe des processus similaires à ceux qui existaient au cours des premières étapes de sa formation, devrait-on cesser toute intervention?

On ne peut aborder ces questions de façon logique que si l'on connaît l'état primitif de l'écosystème et l'étendue de sa dégradation. Cependant, plus souvent qu'autrement, ce type de renseignements ne peut être obtenu au moyen des outils de surveillance dont on dispose actuellement; en général, l'on ne se préoccupe de l'état des écosystèmes *qu'une fois qu'ils sont dégradés*, et on ne dispose habituellement que peu d'information, voire aucune, sur leur état primitif de manière à choisir judicieusement des mesures correctives.

11. Expériences d'élevage

Certaines espèces de chironomidés peuvent être produites facilement en laboratoire à des fins d'expérimentation. À cet égard, *Chironomus tentans* Fabricius est probablement l'espèce dont l'élevage en laboratoire est le plus facile. Contrairement à la majorité des espèces, *C. tentans* n'est pas sélective dans le choix de ses partenaires, ce qui permet de maintenir sa production presque indéfiniment en laboratoire. Les stades du cycle vital de *C. tentans* sont bien connus, et les conditions optimales de production de l'espèce ont été décrites (Lawrence, 1981).

Intérêt : Ces derniers temps, les expériences d'élevage d'une unique espèce de chironomidés afin de déterminer leur réaction biologique aux substances chimiques suscitant des inquiétudes ont été critiquées, car elles ont été menées à mauvais escient pour prévoir les effets cumulatifs des matières chimiques dans l'environnement sans tenir compte des conditions réelles du milieu. D'après Cairns (1986), les espèces indicatrices risquent ainsi de devenir une fin en soi plutôt que de servir de simple variable, imparfaite, représentative de l'écosystème dans son ensemble. Il n'y a qu'un pas à franchir pour que cette regrettable tendance se dessine véritablement : si l'on juge que les effets sur l'espèce à l'étude dans des conditions contrôlées, «stéréotypées», révèlent les véritables répercussions susceptibles de se produire dans tout l'écosystème. La tendance à compter outre mesure sur les études de spécimens en laboratoire pour déterminer les répercussions possibles sur les éléments d'un écosystème intégré constitue peut-être un exemple de situation où l'on accorde une trop grande importance à un critère d'intérêt juridique et offrant une précision statistique par rapport à une approche globale et réaliste afin de satisfaire des besoins du processus légal (Regier, 1986).

Certes, les expériences avec une unique espèce peuvent être employées avantageusement pour compléter des études sur le terrain; toutefois, *il est impératif de reconnaître toutes les limites de ces essais*. Les épreuves menées avec une seule espèce au cours desquelles les organismes produits en laboratoire sont exposés à des concentrations précises de substances chimiques nocives connues ou qui suscitent des préoccupations dans des conditions contrôlées peuvent servir à étalonner les réactions des populations observées sur le terrain, déterminer la nature des réactions, et améliorer les techniques d'évaluation. À cet égard, *Chironomus tentans* constitue un candidat idéal; la sensibilité de cette espèce aux substances chimiques toxiques a déjà été démontrée en laboratoire, et celle du genre dans son ensemble, sur le terrain (Warwick, 1980a, 1980b, 1985, 1988). En outre, les espèces de *Chironomus* présentent une vaste répartition et tolèrent toute une foule de conditions écologiques (Pinder, 1986). Puisqu'il est particulièrement important que les mesures sur le terrain et en laboratoire soient effectuées au même palier d'organisation biologique (Cairns, 1986), la sensibilité du genre *Chironomus* aux substances chimiques, sa grande tolérance, et la facilité avec laquelle on peut faire croître *C. tentans* en laboratoire facilitent grandement les comparaisons et les extrapolations des mesures d'un laboratoire à l'autre et dans de nombreuses stations d'échantillonnage.

Il s'écoule environ 33 jours entre l'éclosion des oeufs et le quatrième stade larvaire de *Chironomus tentans*. Non seulement cette période facilite-t-elle les expériences, mais elle représente la quasi-totalité du cycle vital de l'espèce. Compte tenu de ce fait, les expériences peuvent être réalisées dans des conditions optimales, et il est aisé de surveiller les paramètres comme le nombre d'oeufs produits, l'âge à la maturité, et les taux de survie et de croissance.

Intérêt : Avec un plan expérimental approprié, *Chironomus tentans* respecte plusieurs des critères de sélection des sujets d'étude décrits par Cairns (1986) et Dayton (1986). Les réactions observées au niveau de la population permettraient aussi d'éclaircir les réactions d'autres espèces moins bien connues qui ne subissent pas de transformations morphologiques visibles sous l'effet des contaminants.

Inconvénients d'avoir recours aux chironomidés comme indicateurs biologiques

Les chironomidés présentent un certain nombre d'inconvénients en tant qu'indicateurs de l'état de l'environnement. À ce titre, mentionnons principalement la taille énorme et la complexité de la famille et le manque de données détaillées au sujet de l'autoécologie des espèces particulières.

1. Complexités taxinomiques

Les chironomidés représentent la famille d'insectes dont la répartition est la plus vaste, et il s'agit souvent du groupe d'insectes le plus abondant dans les milieux d'eau douce. Il existe une abondante littérature au sujet de leur biologie; néanmoins, la majorité des ouvrages font abstraction de ces insectes ou n'en traitent que superficiellement (Pinder, 1986). Ces lacunes sont avant tout le résultat de l'absence de «clés taxinomiques» facilement accessibles pour leur identification et du grand nombre d'espèces fréquemment observées, même dans les petites nappes d'eau. Jusqu'à tout récemment, on avait du mal à obtenir des renseignements taxinomiques au sujet des chironomidés, car les données étaient dispersées dans d'innombrables documents. De surcroît, les «clés» visaient en majeure

partie les insectes adultes, ce qui contraignait les chercheurs à élever les chironomidés jusqu'à ce qu'ils aient atteint le stade adulte afin de les identifier avec exactitude.

Intérêt : Les publications récentes qui résument la description du genre et les clés d'identification des larves et des pupes dans la région holarctique (Wiederholm, 1983, 1985; Ashe, 1983; Oliver et Roussel, 1983) ont fortement contribué à réunir une large part des abondantes informations taxinomiques qui existent et les présentent d'une façon pratique et utilisable. Sur le plan strictement taxinomique, les difficultés qui surgissent au cours de l'identification des stades larvaires se traduisent par une certaine perte de précision des mesures classiques des réactions des communautés (diversité, biomasse, abondance, etc). En pratique, tant que l'on peut classer de façon fiable les larves par type taxinomique ou «taxon», cette perte de précision pourra être limitée à des niveaux acceptables. Chaque type taxinomique doit être défini minutieusement afin de permettre des comparaisons avec les travaux d'autres chercheurs, et il importe de faire des montages sur lame permanents de manière à pouvoir refaire des analyses au fur et à mesure que des renseignements supplémentaires sont recueillis. Même si, à l'heure actuelle, il est impossible de faire des identifications précises et complètes, l'on dispose d'une vaste et excellente base de données à ce sujet et sur l'évolution des communautés, qui peut être fort utile (Dayton, 1986).

2. Besoins biologiques et écologiques

Bien que l'on connaisse assez bien les besoins écologiques généraux des diverses sous-familles de chironomidés (Oliver, 1971), l'écologie et le cycle vital de la grande majorité des espèces n'ont pas été étudiés de façon détaillée (Pinder, 1986). Dans les zones les plus creuses des lacs profonds, où les conditions sont relativement stables et prévisibles, on peut expliquer assez facilement la dynamique des populations de chironomidés et les structures des communautés. Dans les cours d'eau comme dans les zones littorales des lacs, les conditions sont beaucoup plus variables et, en conséquence, les communautés de chironomidés sont plus complexes.

Intérêt : Pour réaliser des études morphologiques, particulièrement si l'on veut examiner les réactions de chacune des larves aux agressions dues aux contaminants, il n'est pas essentiel de comprendre à fond les besoins biologiques et écologiques de chacune des espèces pour que les résultats puissent être utilisés immédiatement. Toutefois, il faut déterminer la plage des variations physiques possibles pour un type d'espèce donné. Des renseignements sur le cycle vital et les besoins écologiques des chironomidés seront certainement utiles à l'avenir, de manière à pouvoir faire des extrapolations depuis l'individu jusqu'aux niveaux plus élevés de l'organisation biologique (c'est-à-dire, les populations, les communautés et les écosystèmes), mais cela ne réduit pas les mérites des techniques morphologiques pour déceler la présence de contaminants et assurer une surveillance des mesures correctives.

Intérêt : Ces mêmes commentaires s'appliquent aussi bien aux études réalisées dans les cours d'eau, où ce n'est que récemment qu'on a tenté de classer ces derniers d'après les associations de chironomidés par des moyens similaires à ceux employés pour le classement des lacs (Morris et Brooker, 1980). En règle générale, dans les cours d'eau, les communautés présentent une diversité beaucoup plus grande que dans les zones les plus creuses des lacs profonds, et ces milieux ont une plus vaste plage de conditions écologiques, de sorte que le classement taxinomique et l'échantillonnage sont beaucoup plus difficiles à réaliser. Il serait peut-être possible de surmonter certains obstacles provoqués par les modifications rapides et marquées de l'état et de la quantité d'organismes caractérisant les réseaux hydrographiques en procédant à des études morphologiques des individus. Les espèces multivoltines, comme les *Orthocladiinae*, dont les générations se chevauchent et qui bénéficient d'un recrutement continu, sont susceptibles, dans ces circonstances, de donner des résultats plus significatifs que les espèces qui n'ont qu'une ou deux générations discontinues (Pinder, 1986).

3. Réactions des genres

Certains genres de chironomidés semblent plus susceptibles de subir des changements morphologiques que d'autres (Hare et Carter, 1976; Wiederholm, 1984; Van Urk et coll., 1985; Warwick, 1988). Il ne semble exister aucun lien commun entre les espèces qui développent des anomalies morphologiques et celles qui ne le font pas. D'après Hare et Carter (1976), les taxons qui ne réagissent pas de la sorte aux contaminants peuvent répondre de façon plus subtile, ceux-ci se répercutant peut-être sur leur physiologie ou leur comportement.

Intérêt : Bien que l'on n'en connaisse pas encore les causes, ces réactions qui semblent sélectives peuvent, à long terme, présenter des avantages plutôt que des inconvénients. Certains signes révèlent que certaines espèces (ou certains stades de croissance de certaines espèces) peuvent être très sensibles à certains produits toxiques et résister à d'autres (Cairns, 1986). Warwick (données inédites) a observé que, même si 18 % des larves de *Chironomus* dans la partie sud (contaminée) du lac Last Mountain présentaient des anomalies morphologiques, moins de 1 % des *Cryptochironomus* sp., qui cohabitaient avec elles, était difforme

Toutefois, dans le lac Maskwa, où aucune source de contamination n'a été décelée, le pourcentage d'anomalies morphologiques chez les spécimens de *Cryptochironomus* relevés dans les échantillons recueillis dans des eaux très peu profondes près du rivage était d'environ 19 %. Les seules différences évidentes entre les deux sites étaient la profondeur et la température de l'eau, bien que le rayonnement ultraviolet et la salinité aient pu aussi contribuer à ce phénomène (Warwick, 1988). La possibilité que des espèces distinctes réagissent différemment à divers stimuli revêt de l'importance pour créer une mosaïque des réactions des espèces en vue de déterminer les rapports de cause à effet, car il est fort peu probable qu'une réaction donnée soit propre à un contaminant donné (CNRC, 1985).

Anomalies morphologiques observées chez les larves

L'emploi des anomalies morphologiques vient s'ajouter aux méthodes plus classiques et éprouvées utilisant les larves de chironomidés comme indicateurs biologiques de la qualité de l'eau (Hamilton et Saether, 1971). Ces anomalies représentent de «véritables» réactions aux substances contaminantes et pourraient potentiellement servir d'alerte précoce crédible, révélant qu'il y a lieu de s'inquiéter de la dégradation du milieu causée par ces contaminants chimiques. En général, tous les effets toxiques sont produits, au départ, par une interaction entre un contaminant et un récepteur biochimique quelconque dans un individu (CNRC, 1985). La déformation d'une structure morphologique ou plus traduit la réaction d'un individu à cette interaction. On suppose alors que les anomalies morphologiques dues à l'interaction contaminant-individu reflètent les effets toxiques de ces substances dans l'environnement. Selon le CNRC (1985), l'observation de telles réactions «véritables» chez les larves exposées aux contaminants dans l'environnement naturel offre un moyen fort utile d'évaluer l'état du milieu.

Les anomalies morphologiques sont des réactions visibles des organismes aux contaminants dans l'environnement. En tant que tel, ces réactions correspondent aux lignes directrices élaborées par le CNRC (1985) en ce qui a trait à la recherche d'indicateurs d'alerte précoce sensibles de l'état de l'écosystème : 1) les anomalies morphologiques sont induites au cours des stades les plus vulnérables du cycle vital des chironomidés; 2) tous les écosystèmes aquatiques d'intérêt comportent des espèces de chironomidés indigènes; 3) les représentants des espèces eurytopiques et sténotopiques sont des témoins d'une vaste gamme de facteurs biotiques et abiotiques modifiant les effets des contaminants dans l'environnement; et 4) compte tenu de la durée des stades larvaires et de l'exposition directe des larves aux contaminants sur le fond, on peut démontrer de façon appropriée le lien qui existe entre les réactions primaires et tertiaires. D'après Petersen et Petersen (1983), les réactions des individus sont plus utiles que les réponses des communautés, car elles se produisent auparavant et peuvent donc permettre de déceler plus rapidement les changements écologiques. Puisque les effets à peine perceptibles sur les populations, les communautés et les écosystèmes ne risquent de se manifester qu'après une longue période d'exposition, et puisqu'une étude, un diagnostic et la prise de mesures correctives peuvent prendre encore plus de temps, les études à ces niveaux plus élevés d'organisation ne peuvent permettre de prévenir une dégradation importante du milieu (CNRC, 1985).

Chez les larves de chironomidés, la fréquence et l'importance des anomalies morphologiques sont fonction des concentrations et du type de contaminants auxquels les communautés sont exposées. Dans bon nombre de cas, il y a peu de lien entre les concentrations de contaminants perturbant les communautés biologiques et la charge totale de contaminants dans le milieu (Warwick, 1986). En outre, la synergie accroît souvent les effets toxiques de faibles concentrations de contaminants chimiques particuliers lorsque plusieurs d'entre eux sont mélangés ensemble (SCEP, 1970). En effectuant des tests pour tenter de déceler la présence de contaminants précis, on peut obtenir des résultats négatifs, car de nombreuses espèces peuvent avoir la capacité de transformer les substances chimiques cibles en leurs métabolites; ceux-ci ne seront pas repérés au cours des tests, mais ils sont tout de même toxiques, mutagènes et cancérogènes (Dayton, 1986). En général, les tests sont très spécifiques pour la substance chimique cible; si celle-ci a été transformée en un de ses métabolites ou si sa formule a été modifiée sous l'effet de la synergie, on obtiendra des résultats négatifs faux. Étant donné que les substances chimiques réagissent rarement entre elles de façon antagoniste pour produire un composé moins toxique, un test dont les résultats sont négatifs peut être trompeur, ce qui peut avoir des répercussions écologiques nettement plus graves que si la substance chimique cible avait été décelée, car cela produit une fausse impression de sécurité. L'analyse chimique de la charge corporelle peut également être trompeuse si les concentrations ne sont pas transformées en valeurs absolues ou si l'on fait abstraction des facteurs chronologiques vitaux des organismes. Les réactions morphologiques des individus ne sont pas spécifiques au même sens du terme. Puisque l'individu est directement exposé à la contamination, l'effet de la totalité des substances chimiques présentes est intégré, on tient compte automatiquement des effets synergiques et la réaction est fonction de la charge nette de contaminants.

Les analyses morphologiques permettent également de tenir compte d'un certain nombre de réactions à divers stades du cycle biologique au cours de l'analyse de manière

à accroître la discrimination et la sensibilité. Les larves de chironomidés croissent de façon discontinue (augmentation d'environ 60 %), de sorte que la distinction entre les divers stades larvaires est relativement aisée. On peut donc ainsi accroître l'homogénéité des échantillons (on emploie des techniques d'échantillonnage stratifié qui réduisent les erreurs car les échantillons sont plus facilement comparables) et étudier la vulnérabilité des divers stades larvaires. Il est aussi possible d'évaluer les effets de doses sublétales sur les taux de croissance et de survie à partir de la taille des larves.

Le fait de mesurer la taille des larves permet également d'établir une distinction entre les tendances de la contamination et la variabilité naturelle. Odum et coll. (1979) ont signalé qu'une variabilité accrue constitue une réaction courante aux agressions; toutefois, même des écologistes ont écarté certaines mesures réalisées sur le terrain car ils les jugeaient trop variables. En fait, il serait peut-être préférable de mesurer l'agression dans les écosystèmes naturels d'après les différences de variabilité plutôt que les différences entre les moyennes (Cairns, 1986).

Les réactions morphologiques dues au choc de l'échantillonnage diffèrent des réponses biochimiques. Par exemple, chez les poissons, les prélèvements agressent plus ou moins les organismes selon les méthodes employées : les effets peuvent être faibles (anesthésie) ou fort graves (pêche aux filets maillants). De fait, le stress dû à l'échantillonnage entraîne souvent la mort des poissons (CNRC, 1985). Pour réaliser des tests biochimiques, les poissons ne doivent pas être perturbés dans le milieu jusqu'à ce qu'ils recouvrent leur équilibre physiologique initial. Les techniques coûteuses et fastidieuses utilisées à cette fin ne sont pas nécessaires lorsqu'on s'intéresse aux réactions morphologiques.

Des anomalies morphologiques ont été signalées chez des larves de chironomidés en bon nombre d'emplacements à l'échelle mondiale. Warwick (1988) a fait le bilan des observations faites dans les Grands Lacs situés en bordure du Saint-Laurent, les Prairies canadiennes, l'intérieur de la Colombie-Britannique, en Europe, en Scandinavie, et le continent américain. Étant donné que des chironomidés vivent dans toutes les parties du monde, les observations d'anomalies morphologiques chez les organismes indigènes augmenteront sans doute à mesure qu'on s'intéressera davantage à ce domaine de recherche et qu'on en reconnaîtra les avantages.

Description des déformations morphologiques

Les déformations morphologiques varient depuis de légères anomalies des pièces buccales (fig. 6) jusqu'à des déformations grossières comme l'épaississement et la fusion de toutes les structures du corps (figure 7). En ce qui concerne le mentum, les anomalies peuvent se limiter à une légère asymétrie du nombre de dents latérales ou se traduire par un chevauchement des dents latérales externes ou des dents latérales et médianes (figure 6c). Parmi des difformités plus importantes, mentionnons la croissance d'innombrables dents dans les zones latérales ou médianes du mentum (figure 6d) ou la suppression de nombreuses dents (figure 6b). Chez les organismes dont les mandibules sont difformes, on observe souvent une augmentation ou une réduction du nombre de dents apicales (figure 6l, 6m) ou des dents apicales soudées (figure 6n), ou de taille réduite (figure 6o). Les dents subapicales des prémandibules sont parfois plus courtes que la dent principale (figure 6h); toutefois, à l'occasion, ces dents sont très courtes (figure 6i),

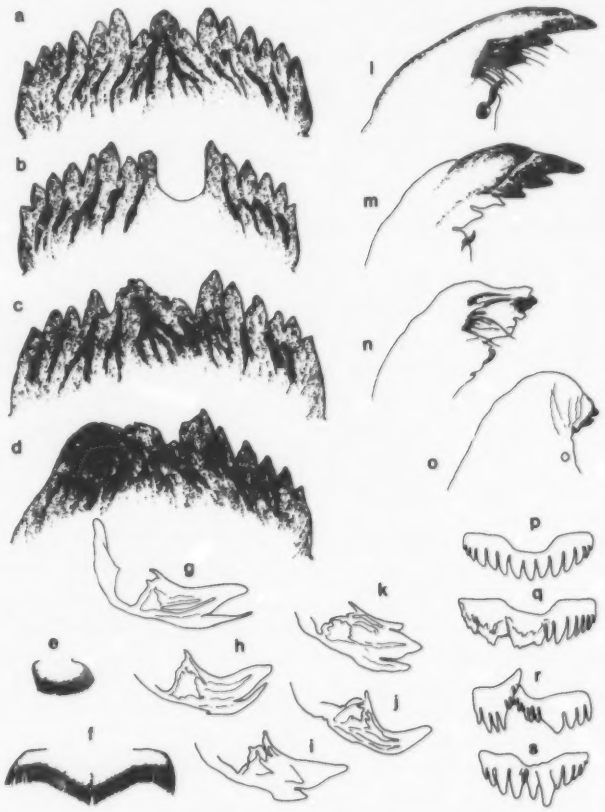


Figure 6. Anomalies morphologiques de l'appareil buccal de *Chironomus* Meigen : (a) mentum normal; mentums difformes présentant (b) une ouverture de Köhn, (c) un chevauchement central/latéral, et (d) une grave déformation en position latérale; (e) lamelles labrales difformes et normales (*f*); prémandibules normales (g) et difformes (h-k); mandibules normales (l) et difformes (m-o); et peigne épipharyngéal normal (p) et difforme (q-s). Le spécimen (b) provient du Teltowkanal, le spécimen (c), du lac Last Mountain et tous les autres, du lac Tobin.

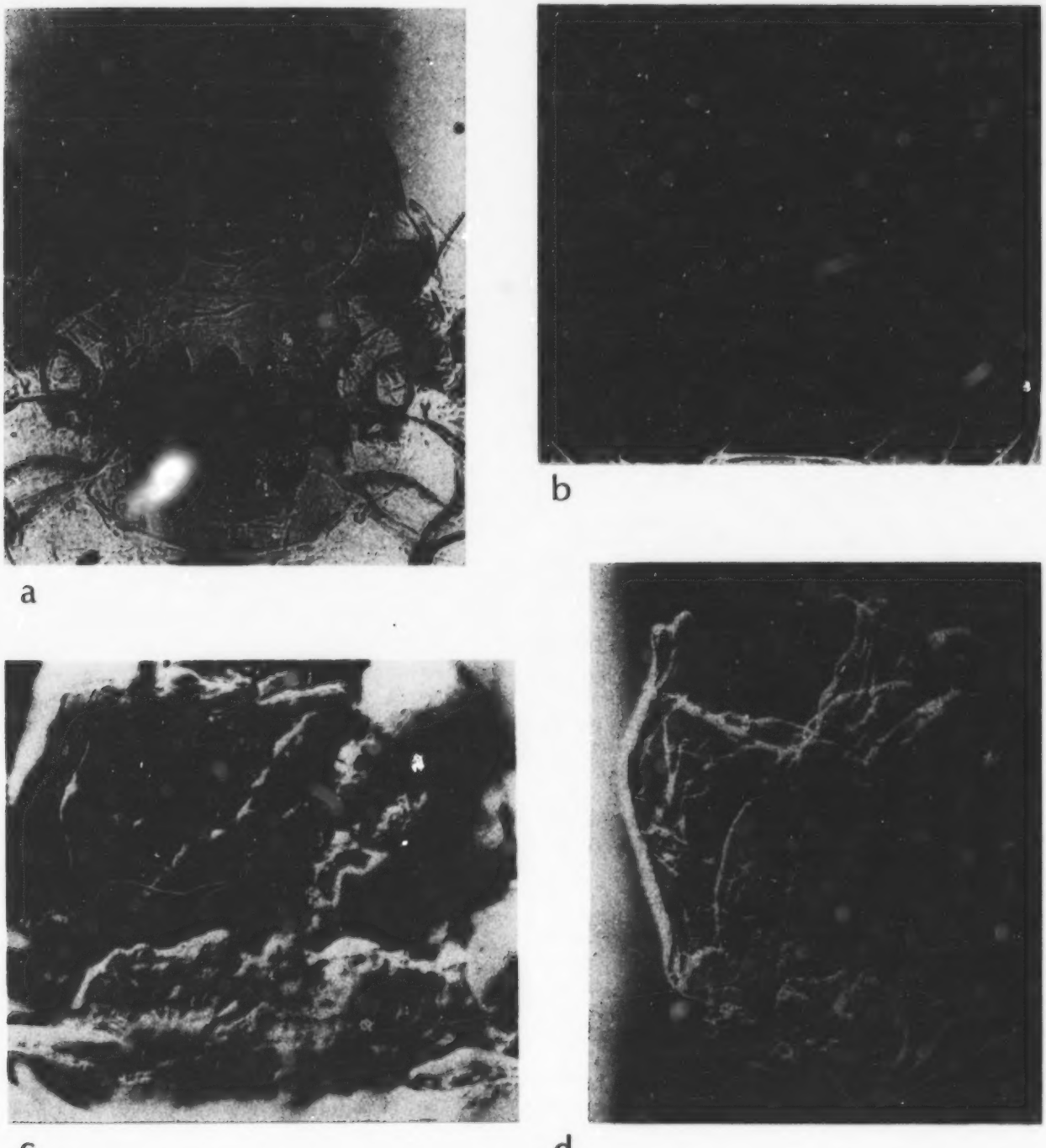


Figure 7. Épaississement et fusion de la capsule céphalique de larves grossièrement difformes de *Chironomus* Meigen et *Procladius* Skuse : région buccale (a) normale et (c) grossièrement difforme de larves de *Chironomus* et capsules céphaliques (b) normales et (d) grossièrement difformes de larves de *Procladius*.

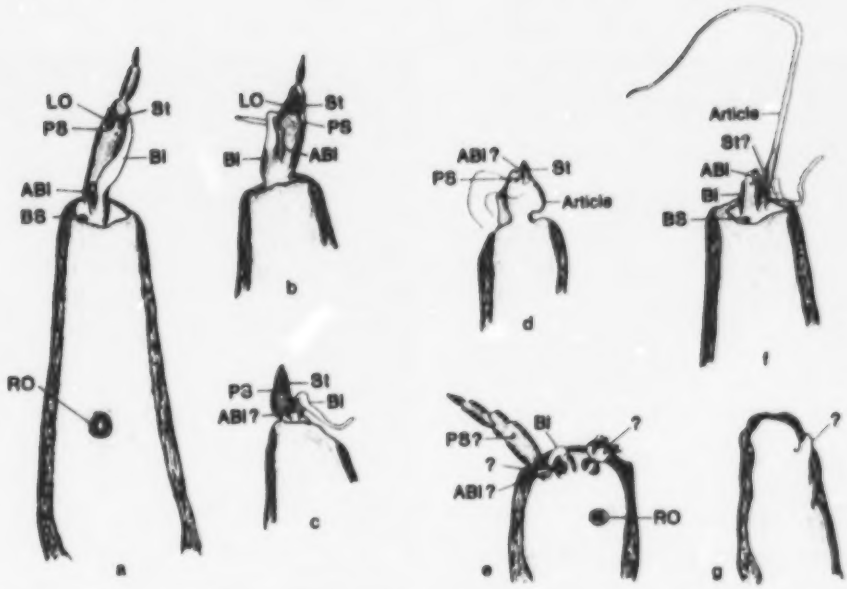


Figure 8. Antennes difformes de *Chironomus* Meigen : (a) antenne normale; antennes difformes présentant une perte d'articles distaux (b,c), un deuxième article d'origine incertaine (d), un complexe lame (Bl) lame accessoire (ABl) ectopique et des structures d'homologie inconnue et de longueur réduite (e), une fusion d'articles apicaux et fusion de l'apex de l'article basal, une perte de l'organe annulaire (RO) et structure d'homologie inconnue (f). Parmi les autres structures représentées, mentionnons les organes de Lauterborn (LO), le style (St) et la sensille basiconique (BS). Nomenclature de Warwick (1985).

ne croissent pas (figure 6j), ou sont surnuméraires (figure 6k). Les dents du peigne épipharyngéal sont souvent soudées (figure 6q), séparées et agencées de façon anormale (figure 6r), ou encore peu développées et très tassées (figure 6s). Des anomalies des lamelles labrales (figure 6e), du ventromentum, et d'autres structures moins évidentes ont également été signalées, mais pour le moment, les données ne sont pas suffisamment complètes pour décrire de façon adéquate toute la gamme des déformations possibles de ces structures.

Les anomalies des antennes varient depuis un léger raccourcissement du premier article (basal) à une réduction plus importante de la longueur de tous les articles antennaires ou de l'un d'entre eux (figure 8e). Les déformations les plus visibles sont la disparition de certains articles (figures 8b, 8c), la fusion d'articles contigus (figure 8f), ou la présence d'articles d'origine incertaine (figure 8d). Dans des cas extrêmes, le premier article peut être vestigial et soudé (figure 8g). Chez certains spécimens, des organes sensoriels comme le complexe lame-lame accessoire ou le sensille en forme de cheville peuvent se développer respectivement sur les apex du premier ou du second segment, ce qui n'est pas leurs positions normales. L'organe annulaire du premier article antennaire peut également être ectopique ou absent (figure 8g). On peut parfois observer de simples masses ou bosses ou encore des structures tridentées ou palmées plus complexes (figure 8e) d'homologie inconnue.

Les larves les plus gravement atteintes révèlent un épaississement grossier des parois du corps et de la capsule céphalique et un agencement anormal des éléments de celle-ci. On peut alors observer un épaississement et une fusion de structures données (figure 9) ou encore un agencement tout à fait anormal de la capsule céphalique (figure 10). Les structures épaissies des larves grossièrement difformes sont généralement laminées (figures 9b, 9d), et la paroi externe de leur corps est souvent recouverte d'un mince tégument distendu ou d'une «peau flasque» (figures 9a, 9b). Dans bon nombre de cas, les griffes chitineuses des parapodes postérieurs sont réduites à des protubérances dodues en forme de doigt qui ne semblent avoir aucune force (figures 9c, 9d). On comprend difficilement comment les larves grossièrement difformes de la figure 10 ont pu survivre toutes les étapes apparentes de leur croissance.

Établissement d'un indice des réactions morphologiques

Les possibilités de variation anormale chez un organisme aussi complexe qu'une larve de chironomidé sont innombrables, comme le sont également les manifestations possibles des réactions. À l'heure actuelle, nous jugeons que tout élément morphologique dont la configuration diffère de la normale constitue une anomalie. Nous avons adopté à dessein cette définition simple, car il n'est pas encore possible d'établir une distinction entre les variations normales et anormales avec assez de certitude.

a

b

c

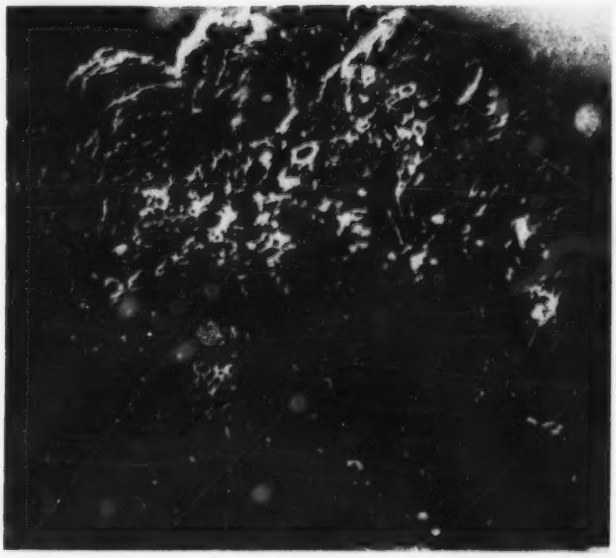
d

Figure 9. Déformations d'autres structures corporelles de *Chironomus* Meigen : (a) mandibule difforme présentant des dents apicales tordues, épaississement marqué et tégument distendu recouvrant le corps, (b) peau «flasque» enveloppant les parois externes du corps, et (c, d) griffes difformes et épaississement marqué du parapode postérieur ou patte membraneuse.

a

b

c



d

Figure 10. Capsules céphaliques de larves grossièrement difformes de *Chironomus* Meigen provenant du lac Pasqua, dans le sud-est de la Saskatchewan.

Tant la fréquence que la gravité des anomalies revêtent de l'importance en ce qui concerne l'évaluation des incidences des contaminants sur un écosystème.

Le premier indice quantitatif numérique conçu pour évaluer la contamination en fonction des paramètres morphologiques a été établi à partir des antennes de larves (Warwick, 1985) car, en tant qu'organes récepteurs, elles sont probablement plus sensibles aux faibles concentrations de contaminants. En outre, le nombre d'articles antennaires fournit un indice des réactions facilement quantifiable.

Indice de l'importance de la déformation des antennes (ISAD)

Warwick (1985) a proposé un indice pour le classement de l'importance de la déformation des antennes du genre *Chironomus*, étape préliminaire d'une étude visant à trouver un bon indicateur biologique de la pollution. Il a d'abord retenu les antennes des *Chironomus* plutôt que d'autres éléments morphologiques pour diverses raisons : 1) intuitivement, on peut s'attendre à ce que les antennes, qui sont des organes récepteurs, soient plus vulnérables aux effets des contaminants; 2) on peut également croire que les effets des contaminants seront plus facilement quantifiables, car les antennes comptent un nombre connu d'articles; 3) les *Chironomus* représentent l'un des genres de chironomidés les plus communs, dont la répartition est parmi les plus vastes, et au sujet duquel on possède des données détaillées; 4) afin de reconnaître les spécimens anormaux d'un genre particulier, il faut bien le connaître pour pouvoir établir une distinction entre les variations normales et anormales; et 5) les insectes d'autres genres présentent aussi des anomalies morphologiques, mais celles-ci semblent être plus répandues chez les détritivores comme les *Chironomus*.

L'importance de la déformation d'une antenne est évaluée en fonction des critères résumés au tableau 1. Le classement de l'importance de la déformation comporte une suite d'étapes successives; au cours de chacune d'entre elles, une valeur est attribuée en fonction du type d'anomalie observé. D'abord, les antennes sont classées dans des catégories de base en fonction des articles véritables ou d'origine douteuse dénombrés. Des antennes difformes comportant cinq articles reçoivent une valeur de 1; 4 points supplémentaires sont attribués pour chaque article manquant, et cette valeur est réduite à 2 points lorsqu'on ne peut nettement identifier un article. Par conséquent, pour une antenne difforme présentant deux véritables articles et un article d'origine douteuse (trois articles?), on attribuait une valeur de 1, plus 8 points pour les deux articles manquants et 2 autres points pour l'article qui n'est pas nettement identifiable, ce qui fait un total de 11. La deuxième étape du classement concerne la variation de la longueur des antennes. Une variation de 10 % est jugée normale ou «nulle», mais on attribue 1 point pour chaque réduction de 10 % de la longueur. À la troisième étape, on attribue 1 point si l'organe annulaire est ectopique et 2 points s'il est absent. Aux étapes quatre et cinq, on ajoute 2 points chaque fois que l'apex du premier article (basal) est entièrement fusionné ou que l'un ou l'autre des organes sensoriels accessoires est ectopique. Au cours de la dernière étape, on ajoute 1 point si l'on décèle la présence de simples structures (mineures) d'homologie inconnue, et cette valeur passe à 2 si les structures sont plus complexes (majeures). On additionne ensuite les valeurs attribuées au cours de chacune des étapes pour obtenir l'indice des réactions morphologiques (IMR) des antennes de chacune des larves. On fait ensuite la somme de tous les IMR afin de mesurer la réaction morphologique d'une population de chironomidés aux substances toxiques. L'indice de l'importance de la déformation des antennes (ISAD) se définit comme suit :

$$ISAD = \Sigma \frac{IMR}{n}$$

où IMR représente le total des indices des réactions

Tableau 1. Résumé des valeurs attribuées à chaque type d'anomalie antennaire des larves de *Chironomus* spp. [D'après Warwick (1985)]

Étape	Caractéristique	Indices de réponse morphologique (IMR)
1.	Catégories de classement de base	
	a. perte d'articles véritables	1, 5, 9, 13, 17, et 21
	b. présence d'articles d'origine incertaine	3, 7, 11, 15, et 19
2.	Réduction de la longueur des antennes	1 - 9
3.	Organe annulaire ectopique ou absent	1 - 2
4.	Fusion apicale des articles de base	2
5.	Organes sensoriels ectopiques	2
6.	Structures d'homologie inconnue	
	a. structures d'importance majeure	2
	b. structures d'importance mineure	1

morphologiques décrivant l'importance des déformations de chaque antenne et n, le nombre total de spécimens examinés dans un taxon ou une population déterminés. Pour une description plus détaillée de la méthodologie et de techniques d'interprétation plus complexes, voir Warwick (1985).

Bien qu'au départ, il ait été mis au point pour les espèces de *Chironomus*, l'ISAD peut facilement être adapté en vue de son application à d'autres espèces de chironomidés, car le système est non limitatif. Pour les espèces de chironomidés comportant des nombres d'articles antennaires qui diffèrent, il s'agit simplement de modifier les catégories de base pour les accommoder.

Application de l'ISAD

L'importance des déformations des antennes des larves de *Chironomus tentans* exposées à du DDE par Hamilton et Saether (1971) a été analysée à l'aide de l'ISAD une fois que les montages ont été refaits au moyen de nos propres techniques. Alors que nous ne nous y attendions pas, les résultats ont révélé un rapport inverse entre l'ISAD et la concentration de DDE (figure 11). Même si le nombre de spécimens était limité (n = 253), l'analyse par régression de la courbe représentée par l'équation

$$y = 1.29 - 0.05x$$

a montré que le rapport inverse était fortement significatif ($r = 0.971$ où $r_{0.01} = 0.959$ pour df 1,3).

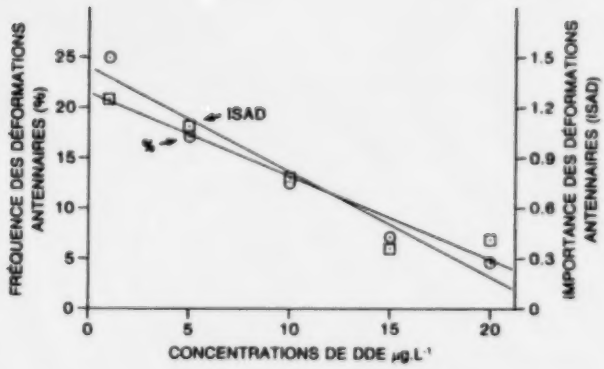


Figure 11. Relations dose-réponse entre la fréquence (%), l'importance de la déformation (ISAD), et les concentrations des contaminants (µg/L) chez les larves de *Chironomus tentans* Fab. exposées à du DDE. L'équation y = 1.29 - 0.05x est très significative quant à l'importance des déformations (ISAD); l'équation y = 24.01 - 1.05x est significative quant à la fréquence des déformations (%). Tiré de Warwick (1988).

De plus, la fréquence des anomalies antennaires dans la même série de données a diminué à mesure que les concentrations de DDE ont augmenté (figure 11). Le rapport inverse représenté par l'équation

$$y = 24.01 - 1.05x$$

était significatif à une probabilité comprise entre 95 % et 99 % ($r = 0.946$ où $r_{0.05} = 0.878$ pour df 1,3).

À première vue, la cause du rapport inverse entre les anomalies antennaires et les concentrations de DDE n'est pas claire. Comme l'ont indiqué Lugo (1978) et Warwick (1985), les rapports inverses représentent probablement une portion isolée de la réponse totale des antennes au DDE (figure 12). Les courbes dose-réponse «tout ou rien» peuvent être considérées comme une réponse pouvant prendre diverses valeurs et présentant la forme familière d'une courbe en cloche si, comme pour l'ISAD, l'on précise au départ que toute la population d'antennes constitue un individu (Chan et coll., 1984). Chaque membre d'une telle population réagit différemment à un stimulus donné, comme un contaminant. Certains d'entre eux seront extrêmement sensibles, tandis que d'autres présenteront une forte

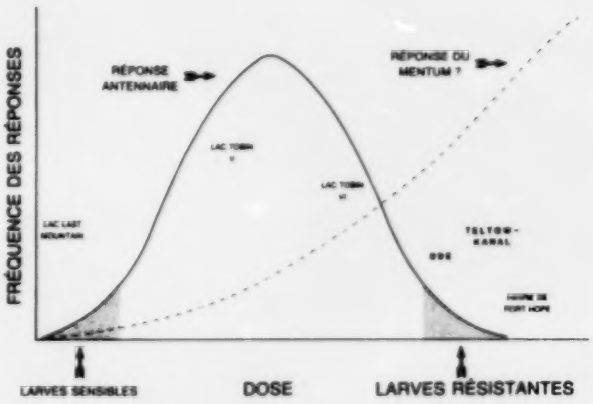


Figure 12. Interprétation de la relation dose-réponse «tout ou rien» pour les anomalies des antennes et des menta (Chan et coll., 1984). Les emplacements des stations d'échantillonnage sont approximatifs (aux fins du diagramme seulement). Tiré de Warwick (1988).

résistance. Au cours de ces expériences, la plage de concentrations de DDE retenue recouvre probablement une gamme de réponses pour laquelle on note une résistance croissante. Si cette hypothèse est fondée, la plage de sensibilité la plus forte des antennes est probablement inférieure à l'équivalent de 1 µg de DDE/L.

Cette hypothèse est appuyée par des observations faites dans plusieurs sites. Dans le lac Tobin, en Saskatchewan, tant la fréquence (%) que l'importance (ISAD) des anomalies antennaires ont diminué, contre toute prévision, le long du gradient hydraulique établi entre le point de déversement de la rivière Saskatchewan dans le lac et le barrage des rapides Squaw (figure 13). Si l'on compare les séries de données recueillies dans les sites V et VI, on constate que l'ISAD y était respectivement de 1.64 et 1.19 (tableau 2). De même, le pourcentage de difformités antennaires est passé de 8.4 % à 7.0 % depuis le site V au site VI. Suivant la relation indiquée au cours des expériences menées avec le DDE, le site VI, situé à 5.6 km en aval du site V, devrait être le plus contaminé.

Trois observations révèlent que le site VI est en effet le plus fortement contaminé. L'hydraulique des bassins est telle que, à mesure que l'énergie hydraulique se disperse, les particules dans l'eau se déposent dans les sédiments selon une densité décroissante. Vu que diverses espèces chimiques tendent à se fixer de façon sélective aux différentes fractions que renferme l'eau, le processus de «tri» hydraulique devrait créer un gradient de concentrations de contaminants entre le point de déversement de la rivière dans le lac et le barrage (figure 13). Samoiloff et coll. (1983) ont démontré qu'il existe bel et bien un gradient chimique entre ces deux points. Ils ont observé que, sur 52 composés chimiques potentiellement toxiques qui ont été décelés dans les sédiments des sites VII et VIII (situés de part et d'autre des sites V et VII), seulement cinq contaminaient les deux sites. On a même observé que les concentrations des contaminants continuaient à varier en fonction de la distance même plus en aval. Au cours de travaux récents, des larves grossièrement difformes de *Chironomus anthracinus* ont été relevées dans le site XIII (Warwick, données inédites). À l'heure actuelle, l'on croit que la présence de larves grossièrement difformes est le fait d'une plus forte contamination. Enfin, les sédiments dans les zones plus profondes contiennent également de grandes quantités de matières organiques fibreuses légères, sans doute des résidus de fibres des usines de pâtes situées en bordure de la rivière Saskatchewan. La présence de ces matières est significative, non seulement en raison du fait qu'elle révèle que l'énergie hydraulique est négligeable à proximité du barrage, mais aussi parce que de nombreuses substances chimiques se fixent de façon sélective à des matières organiques (Karickhoff, 1981; Carter et Suffet, 1982). Interprétées de cette manière, ces observations sur le terrain suivent la tendance que traduisent les données expérimentales.

L'hypothèse selon laquelle les antennes des larves réagissent de moins en moins lorsque les concentrations de contaminants sont élevées est aussi appuyée par les données recueillies dans le Teltowkanal (tableau 2). Dans ce canal fortement contaminé, parmi les 83 spécimens de *Chironomus thummi* examinés, seulement deux larves présentaient des antennes difformes en dépit de la présence d'anomalies majeures d'autres structures morphologiques. Pour ces antennes, l'ISAD n'était que de 0.46, valeur plus étroitement comparable à l'ISAD du lac Last Mountain (0.12), qui, par rapport au canal présente une contaminantion négligeable, que l'un ou l'autre des sites du lac Tobin, même si le canal est fortement pollué (Köhn et Frank, 1980).

Tableau 2. Comparaison de la fréquence (%) et de l'importance des déformations (ISAD) antennaires et de la fréquence (%) des mentums et des déformations totales (%) des larves de *Chironomus* spp.

Paramètre	Lac Last Mountain* II	Lac Tobin† V	Lac Tobin† VI	Teltowkanal‡	Havre de Port Hope§ (toutes les stations)
Profondeur de l'eau (m)		14.3	23.5		
Nombre de larves examinées	935	690	488	83	251
Nombre de larves de *Chironomus*	837	688	488	83	48
Nombre d'antennes difformes	10	58	34	2	0
Fréquence des antennes difformes (%)	1.2	8.4	7.0	2.4	0
Nombre d'antennes évaluées (d)	9	58	34	2	0
IMR total	99	1126	582	38	0
ISAD	0.12	1.64	1.19	0.46	0
Fréquence des mentums difformes (%)	1.0	4.8	13.1	28.9	47.9
Fréquence des anomalies morphologiques de tout type (%)	7.2	15.1	26.0	34.9	70.8

Source : Warwick (1988).
* Relativement peu contaminé.
† Contaminé.
‡ Fortement contaminé.
§ Très fortement contaminé.

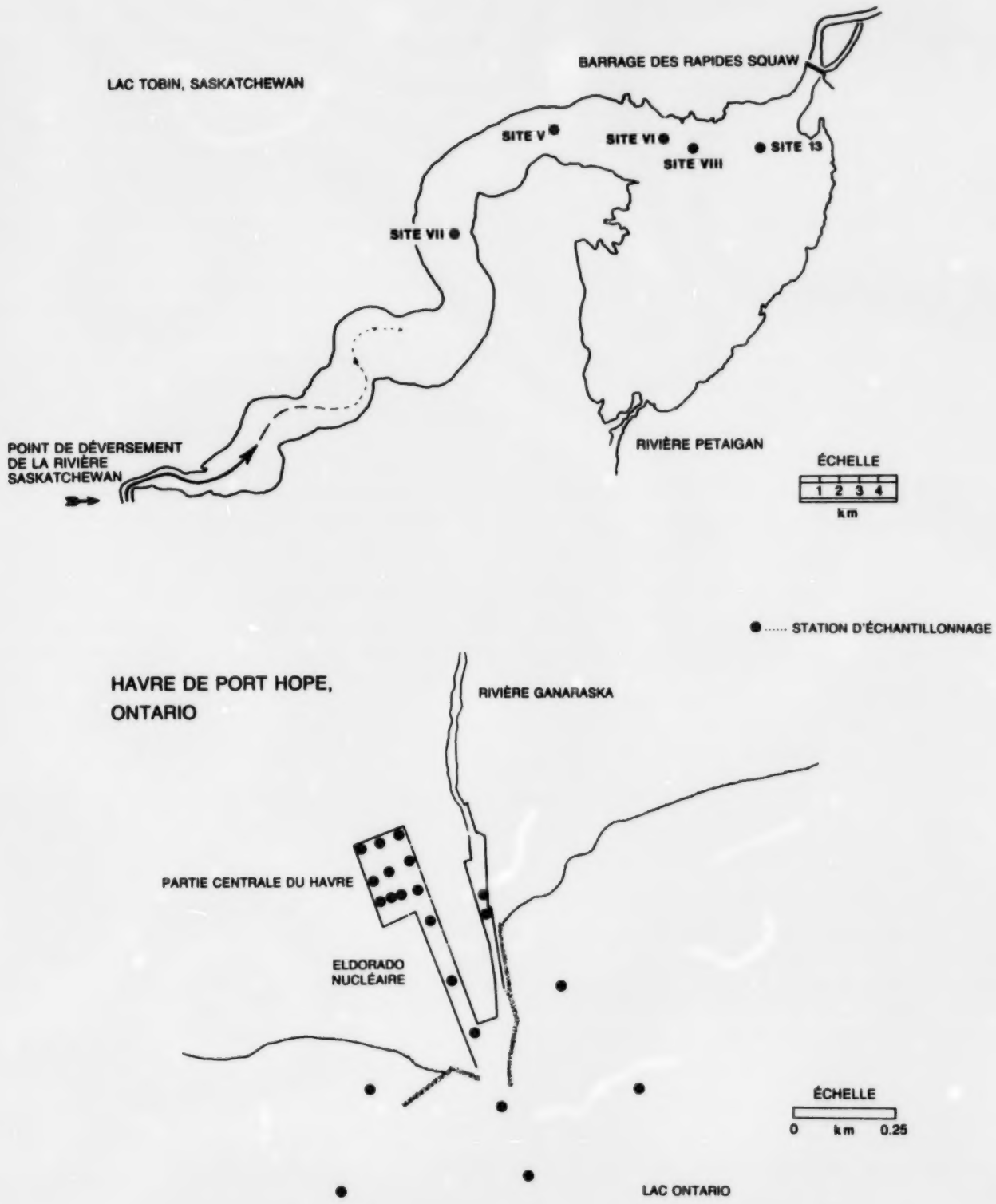


Figure 13. Stations d'échantillonnage dans le lac Tobin et le havre de Port Hope, dans le lac Ontario. Lac Tobin : d'après Birkholz et coll. (1980) et havre de Port Hope, de Hart et coll. (1986). Tiré de Warwick (1988).

Dans le havre de Port Hope, où les 48 *Chironomus* spp. examinés ne présentaient aucune anomalie antennaire, cette tendance est encore plus évidente (tableau 2). Le havre est très fortement contaminé par des radionucléides résiduaires et des métaux lourds, et la température de l'eau y est élevée (Warwick et coll., 1988). On y a observé un pourcentage fort élevé d'anomalies importantes, particulièrement des difformités multiples, chez la majorité des organismes (pourcentage supérieur à 84 %); néanmoins, les anomalies antennaires y semblent négligeables. La seule observation faite au sujet des antennes des larves est qu'elles ne semblent pas de dimensions normales, mais aucune mesure n'a été réalisée. Il s'agit peut-être simplement d'une caractéristique de l'espèce, mais cela peut également révéler que les populations de *Chironomus* de Port Hope ne croissent pas normalement (Wentsel et coll., 1977).

La figure 12 donne la courbe dose-réponse «tout ou rien» pour les divers sites d'étude. Pour le moment, il s'agit d'une courbe provisoire, mais la figure sert à démontrer, sous forme graphique, la base du raisonnement suivi.

Utilisation des anomalies morphologiques comme indicateurs biologiques

Usages prévus des indicateurs

On estime que les anomalies morphologiques seront surtout utiles au cours de trois étapes de la surveillance des effets biologiques : détection, évaluation, et détermination de l'efficacité des mesures correctives. Il est possible d'envisager une quatrième étape qui serait la spécificité liée à l'identification de contaminants spécifiques ou de catégories de contaminants (CNRC, 1985), mais cette étape resterait difficile à réaliser.

Détection des matières contaminantes

Pour régler un problème, l'une des étapes les plus cruciales (figure 14) consiste à reconnaître que ce dernier existe (CNRC, 1985). Dans le havre de Hamilton, situé dans le lac Ontario, on pourrait prévoir les effets des cyanures, des composés phénoliques, des hydrocarbures aromatiques polynucléaires, de la DBO, de la DCO et autres en surveillant les opérations des usines sidérurgiques situées en bordure du havre et leurs effluents (CNRC, 1985). Toutefois, dans le lac Pasqua (situé dans le sud-est de la Saskatchewan), dont les sources de contamination sont plus éloignées et peut-être plus diffuses, il peut être plus difficile de reconnaître qu'il existe un problème de pollution. La présence d'une population relique de *Chironomus* (dont un fort pourcentage des individus étaient difformes) et l'absence de tout autre membre de la communauté benthique démontrent indubitablement que cet écosystème lacustre a été dégradé et qu'il est effectivement contaminé (Warwick, 1980b). À présent que le problème a été cerné, on devrait procéder de façon logique pour identifier les contaminants et leurs sources, et prendre des mesures correctives. Green (1979) a nettement démontré l'importance de l'identification des problèmes au cours de toute étude environnementale dont les étapes peuvent se résumer comme suit : problème→question→hypothèse→plan d'échantillonnage →analyse statistique→vérification de l'hypothèse→interprétation et présentation des résultats. Si on ne peut identifier un problème de contamination, on peut procéder à l'aveuglette et de façon plus draconienne en effectuant des analyses régulières pour déceler toute matière potentiellement contaminante et ses produits de dégradation (même si ceux-ci sont connus), ce qui serait coûteux.

Le processus de détection doit se faire tant à une assez grande échelle qu'à un niveau assez fondamental pour donner des résultats. À cet égard, la famille des chironomidés offre sans aucun doute assez de latitude; compte tenu de sa taille et de son omniprésence, cette famille vit dans pratiquement tous les types d'habitat aquatique susceptibles d'exister. De plus, les chironomidés constituent un maillon fondamental de la chaîne alimentaire et, de toute évidence, ils réagiront aux agressions avant les niveaux plus élevés d'organisation. Par contraste, au moment où l'on peut observer des déviations de la colonne vertébrale ou des papillomes dermiques chez les individus des populations de poissons, la pollution est déjà grave et trop avancée pour que ces signes puissent servir d'indice d'alerte précoce à la contamination.

Les anomalies morphologiques se développent chez l'individu avant qu'elles ne se manifestent au niveau de la population ou de la communauté (Petersen et Petersen, 1983). D'après les observations préliminaires, les antennes des larves sont particulièrement sensibles aux contaminants de l'environnement. Les antennes semblent réagir à de très faibles concentrations de contaminants, et les anomalies de ces structures morphologiques constitueront probablement un excellent indicateur d'une exposition chronique à de faibles teneurs en matières contaminantes (Warwick, 1985). Pour cette raison, les antennes des larves pourraient constituer un excellent signe précoce pour la détection de la présence de contaminants dans l'environnement.

Évaluation des matières contaminantes

Les tests employés pour évaluer l'état d'un écosystème doivent être choisis en fonction du contaminant que l'on prévoit déceler (CNRC, 1985). Quand un écosystème n'est perturbé que par un unique facteur d'agression (chimique ou autre), des tests très spécifiques peuvent être réalisés pour en déterminer les effets. Malheureusement, en général,

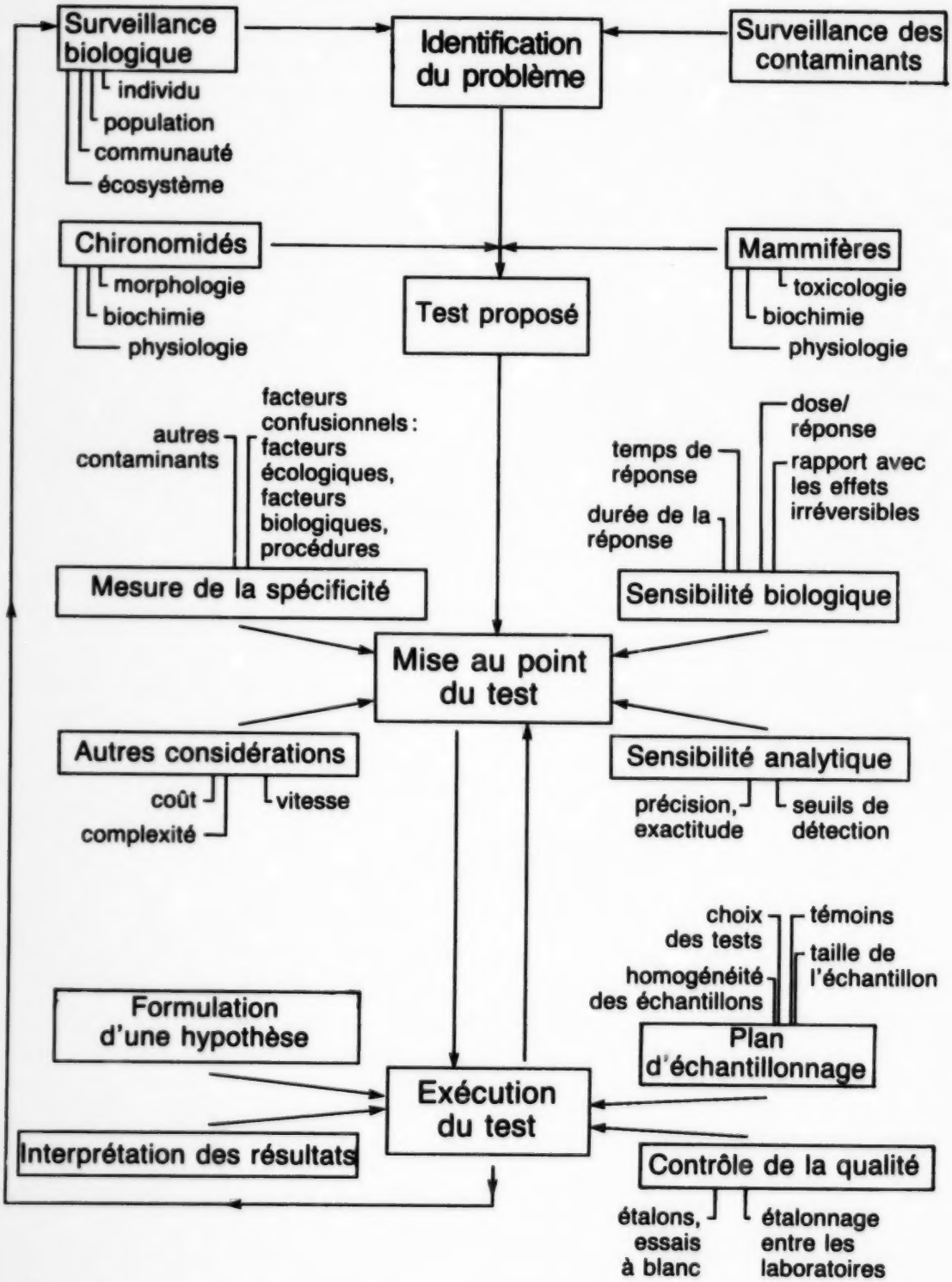


Figure 14. Étapes de la mise au point et de l'exécution des tests. Adapté du CNRC (1985).

les écosystèmes sont perturbés par un certain nombre de facteurs d'agression de diverses sources pendant de longues périodes. D'après Regier (1986), dans de telles circonstances, on observe finalement un «syndrome de dégradation générale» (SDG) dans l'écosystème agressé. Ce syndrome est similaire au «syndrome d'adaptation générale» (SAG) de Selye (1974); toutefois, le SAG se manifeste au niveau de l'organisme, tandis que le SDG touche l'écosystème dans son ensemble. Lorsque les perturbations d'origine anthropique sont déjà importantes, il peut être difficile d'évaluer l'impact de nouveaux facteurs d'agression mais, en général, ceux-ci auront un effet cumulatif qui intensifiera le SDG. Il peut être extrêmement laborieux, voire impossible, d'établir avec une rigueur scientifique, à posteriori et en tenant compte du rapport cause à effet, une distinction entre les effets de ces divers facteurs d'agression (Cairns, 1986).

Peu d'écosystèmes suscitant des préoccupations sont examinés avant qu'ils ne soient endommagés; malheureusement, dans la majorité des cas, les écosystèmes ont déjà subi une dégradation due à une exposition à divers contaminants avant qu'on ne se rende compte qu'il y a lieu de s'inquiéter. C'est pour cela qu'il faut tenter d'éclaircir les relations cause à effet afin de trouver le meilleur moyen de juguler ou de renverser le processus de dégradation de l'écosystème. En matière de surveillance biologique, il faut supposer au départ qu'une mesure donnée représente l'importance d'une agression ou d'une réaction précise. Voici quatre niveaux de réponse possible (d'après le CNRC, 1985) :

1. Réponses généralisées aux facteurs d'agression : révélant que l'écosystème subit les effets de la charge nette de toxicité.

2. Pathologie d'ordre structural ou biochimique : révélant une exposition à un membre ou plus d'une catégorie de composés dont la formule chimique diffère, mais qui ont le même mode d'action toxique ou site de toxicité. C'est à ce point que les recherches commencent à se préciser.

3. Réponses générales aux contaminants : révélant une exposition à un membre ou plus d'une catégorie de composés chimiques similaires. Ces réponses permettent de limiter davantage le champ d'investigation.

4. Réponses précises aux contaminants : révélant une exposition à des contaminants précis. Elles permettent de faire un diagnostic définitif.

Rares sont les tests qui sont fortement spécifiques pour un contaminant donné, et même des résultats positifs risquent de ne pas aboutir à un diagnostic bien défini des causes et des effets. Par exemple, l'essai biochimique prévu pour l'inhibition de l'enzyme ALA-D est très spécifique pour le plomb. Toutefois, le zinc peut déplacer le plomb du site de fixation sulfhydryle de l'enzyme ALA-D et «activer» celle-ci, de sorte que le processus d'inhibition est enrayé et on obtient de faux résultats négatifs quant à l'exposition au plomb (CNRC, 1985). Étant donné qu'aucun test n'est susceptible, à lui seul, de déterminer l'état d'un écosystème, il faudra probablement faire appel à une combinaison d'indicateurs afin d'identifier ou d'éliminer les facteurs d'agression possibles. C'est la mosaïque des réponses plutôt que les réactions prises individuellement qui fourniront probablement des bases d'analyse et d'identification utilisables.

Il ne fait aucun doute que les anomalies morphologiques des larves de chironomidés représentent une réaction généralisée aux agressions causées par les contaminants dans les écosystèmes d'eau douce (Warwick, 1985). Quoiqu'il en soit, la présence de larves grossièrement difformes révèle indéniablement que leur environnement est fortement perturbé. Phénomène moins évident, les tendances des réactions des diverses structures morphologiques varient considérablement dans les sites perturbés par des contaminants différents. Les tendances des anomalies morphologiques dans l'ancien bassin du lac Rat, situé dans le centre-nord du Manitoba, diffèrent notablement de celles observées dans le lac Tobin, situé dans le centre-est de la Saskatchewan. On reconnaît généralement que le mercure est la principale source de contamination dans le lac Rat (Bodaly et coll., 1984), tandis que dans le lac Tobin, jusqu'à 5000 composés peuvent former la «soupe chimique» dans laquelle baignent les larves de chironomidés (D.A. Birkholz, 1983, Service de la protection de l'environnement, Edmonton, Alberta, comm. pers.). En outre, certaines différences sont observées entre les séries de données relatives au lac Tobin, ce qui révèle une certaine spécificité de réponse. Bien qu'il soit prématuré de se prononcer sur ce sujet, la présence de types caractéristiques d'anomalies, particulièrement de structures d'homologie inconnue, permet d'espérer que des réponses spécifiques peuvent et seront identifiées. À ce titre, mentionnons les structures palmées et tridentées d'homologie inconnue observées sur les antennes difformes des larves dans les sites V et VI du lac Tobin (Warwick, 1985). Les recherches qui se poursuivent ont démontré que la relation qui existe entre les réponses morphologiques et la contamination ne sont peut-être pas aussi simples qu'on pourrait le croire. Dans une perspective plus générale, le fait que certaines espèces de chironomidés peuvent réagir à la contamination, tandis que d'autres restent intouchées, constitue peut-être un élément important du casse-tête du diagnostic.

Enfin, la détermination de l'importance des réactions morphologiques joue également un rôle d'importance dans le processus d'évaluation (CNRC, 1985). Le pourcentage de

réponse ou la fréquence peut varier en fonction du temps et de l'espace même si la «réponse moyenne» reste la même. Toutefois, l'on risque de perdre bien des informations en simplifiant de la sorte. Par exemple, dans deux sites, la fréquence des difformités peut ne varier que très légèrement, révélant ainsi une exposition équivalente. Toutefois, l'exposition dans l'un des sites peut être beaucoup plus forte, si l'on constate que les anomalies y sont beaucoup plus graves. Warwick (1985) a démontré que, du moins au stade où on en est, il importe d'utiliser, en faisant preuve de beaucoup de prudence, les deux indices au cours de l'évaluation.

Évaluation des mesures correctives

Cairns (1986) a soulevé un certain nombre de points intéressants quant à l'évaluation des mesures correctives :

1. Comment peut-on déterminer à quel moment la dégradation provoquée par des perturbations cumulatives a été enrayée?

2. Si les facteurs d'agression ont été éliminés, l'écosystème recouvrira-t-il son équilibre dynamique primitif sans mesure supplémentaire?

3. Dans la négative, quel genre de mesures devraient être prises?

4. S'il est impossible de remettre un écosystème endommagé dans son état original, comment peut-on sélectionner un écosystème «de rechange» qui sera compatible avec les autres écosystèmes auxquels il est lié?

5. Si, dans un écosystème perturbé, on observe des processus similaires à ceux qui existaient au cours des premières étapes de sa formation, doit-on cesser toute intervention?

Les écosystèmes naturels ont une capacité étonnante de récupération : ils peuvent recouvrer leur équilibre avec le temps si les facteurs d'agression qui les perturbent sont atténués. De nombreux exemples sont donnés dans les documents qui traitent des écosystèmes, et l'exemple le plus notable est peut-être celui de la remise en état de la Tamise.

La remise en état d'un écosystème soulève de nombreuses difficultés. Sa dégradation peut ne pas prendre fin immédiatement lorsqu'on cesse d'y rejeter des contaminants ou qu'on élimine les facteurs d'agression qui le perturbent. Le déséquilibre provoqué par les effets conjugués de divers facteurs d'agression peut persister pendant une longue période ou même de façon permanente. Si l'on prévoit des améliorations, combien de temps doit-on attendre pour obtenir confirmation?

D'après les observations faites dans la baie de Quinte, il peut s'écouler une longue période entre le moment où les agressions sont atténuées et celui où l'écosystème commence à recouvrer son équilibre. Par exemple, en 1806-1808, la demande de bois d'oeuvre du Canada en Grande-Bretagne a augmenté de façon marquée, car, après que Napoléon a conquis l'Europe, les Britanniques n'avaient plus accès à leurs sources traditionnelles d'approvisionnement de la Baltique pour construire leurs navires. L'intensification de l'exploitation forestière au Canada s'est traduite presque immédiatement par une accumulation de matériaux d'érosion fins dans les sédiments de la baie. Une fois amorcée, cependant, l'accumulation de ces dépôts n'a pas cessé au moment où la guerre de 1812 a mis fin brusquement à toutes les activités forestières, mais a continué, quoiqu'à un rythme plus lent, pendant un bon moment. Une fois qu'il a été provoqué, un processus comme l'érosion prend du temps avant de se stabiliser et d'atteindre un équilibre après que la perturbation a cessé.

Les larves de chironomidés peuvent fortement contribuer à déterminer si les mesures correctives ont porté fruit, compte tenu de leur capacité de repeupler rapidement un écosystème. Au cours de leur premier stade larvaire, les chironomidés sont planctoniques et peuvent rapidement quitter leur lieu de refuge pour élire domicile dans un écosystème lorsque les conditions le permettent. En raison du rôle fondamental qu'ils jouent dans la chaîne alimentaire, ils réintégreront nécessairement un écosystème avant les groupes de consommateurs d'un niveau plus élevé.

Les larves de chironomidés peuvent aussi grandement faciliter l'évaluation des mesures prises pour réduire les impacts sur un écosystème en renseignant sur les conditions qui précédaient (organismes fossiles) et suivent (organismes actuels) le processus de dégradation de l'écosystème. Très peu de groupes d'indicateurs biologiques offrent cette double possibilité, car rares sont les organismes qui se préservent dans les sédiments. De nombreuses communautés d'organismes à corps mou comme les protozoaires ou les oligochètes pourraient potentiellement servir à la surveillance des conditions environnementales, mais ces individus sont dépourvus de structures dures qui peuvent être préservées. La caractérisation des communautés de chironomidés anciennes fournit directement une cible ou un objectif en matière de mesures correctives. Si l'on ne dispose pas d'une telle cible, les prévisions de l'efficacité des

mesures correctives risquent d'être inexactes ou trop optimistes. D'après Cairns (1986), on doit absolument améliorer les méthodes de prévision pour déterminer à quel rythme un écosystème recouvre son équilibre primitif ou si son équilibre changera et à quelle vitesse cela se produira.

CONSIDÉRATIONS D'ORDRE PRATIQUE

Processus d'échantillonnage et d'analyse

Les techniques employées pour recueillir, préparer, et analyser les échantillons biologiques, notamment les échantillons de chironomidés, sont résumées ci-dessous. Le sommaire repose, dans une large mesure, sur les documents suivants : Warwick et Casey (1982), Oliver et Roussel (1983), et Warwick (1985).

Échantillons et collections

Les méthodes de prélèvement des larves de chironomidés diffèrent selon le type d'habitat et le genre d'échantillons requis (qualitatifs ou quantitatifs). Les techniques quantitatives destinées aux habitats lotiques sont décrites par Brinkhurst (1974) et celles utilisées dans les habitats lénitiques, par Cummings (1962) et Hynes (1970). Les techniques générales de prélèvement (dont des illustrations de certains appareils) sont données par Needham et Needham (1941), Pennak (1953), et Martin (1977). Pour des renseignements plus détaillés, consulter Welch (1948), Macan (1958, 1970), et Edmondson et Winberg (1971).

Pour les habitats qui sont accessibles depuis la côte ou en bateau, les larves peuvent être cueillies à la main ou au moyen d'épuisettes, de filets que l'on enfonce dans le substrat ou de filets qui capturent les chironomidés délogés par une personne placée en amont qui remue le substrat. Brundin (1966) a capturé des larves, qui se laissaient emporter par le courant, en immergeant de moitié des filets dans des cours d'eau pendant une certaine période. Dans les eaux plus profondes, les échantillons peuvent être recueillis par des scaphandriers, ou au moyen de bennes, ou d'appareils de dragage et de carotteuses. Ces appareils retiennent une portion du substrat prélevé lorsqu'ils sont relevés à la surface. De nombreux types d'échantillonneurs ont été conçus (Welch, 1948; Edmondson et Winberg, 1971), mais la drague Ekman est celui qui est le plus couramment employé pour l'échantillonnage des substrats meubles. On utilise des substrats artificiels lorsque les méthodes classiques d'échantillonnage seraient peu commodes en raison du type de substrat (par exemple, pierres ou cailloux), de la profondeur de l'eau, ou de la vitesse du courant. On dépose alors des paniers ou des plateaux en fil de fer remplis de pierres, des blocs en béton, des grilles ou des plaques de matériaux divers (Anderson et Mason, 1968; Hilsenhoff, 1969; Simmons et Winfield, 1971; Rosenberg et Wiens, 1976) dans le milieu pendant une certaine période afin de permettre la formation de colonies.

Triage

Les échantillons prélevés dans des substrats à fond meuble sont tamisés (grille ou filet) (Warwick et Casey, 1982). Les matériaux plus grossiers, comme les roches, peuvent être rincés ou on peut les frotter à l'aide d'une brosse souple au-dessus d'un filet suspendu dans l'eau ou d'un sceau rempli d'eau. En général, la taille des mailles varie de 200 à 400 microns, mais on peut se servir de filets à mailles de 73 microns si les spécimens sont très petits. Sauf dans le cas des chironomidés des premiers stades larvaires, des filets à mailles de 200 microns constituent un compromis acceptable et permettront probablement de retenir la majorité des larves. Une fois que les larves ont été regroupées, l'échantillon est déposé avec de l'eau dans un plateau blanc, et les larves et les autres organismes de la communauté benthique sont triés à l'aide de pinces ou d'une pipette. On peut s'assurer d'avoir recueilli tous les spécimens en examinant chacune des parcelles au moyen d'un microscope binoculaire, mais ce processus est fort long. Un certain nombre de techniques de flottation (sucre ou sel dissous dans l'eau), et de barbotage, ou de méthodes ayant recours à la chaleur (entonnoirs Berlese) ont été conçues pour prélever les larves dans les matériaux fins (Anderson, 1959; Kajak et coll., 1968), mais la majorité d'entre elles sont peu efficaces lorsque les échantillons contiennent de grandes quantités de débris organiques. Il est préférable de procéder au triage lorsque les organismes sont vivants; leurs mouvements facilitent grandement l'identification à vue sur un fond de débris. Le tri des fossiles est beaucoup plus facile si l'on utilise diverses teintures, comme le rose-bengale, pour les rendre plus visibles.

Préservation et stockage

Les larves peuvent être tuées en les immergeant directement dans un agent de préservation, mais il est préférable d'avoir recours à une solution d'éthanol à 95 % ou à de l'eau que l'on fait chauffer jusqu'à ce qu'elle soit sur le point de bouillir, car cela détend les pièces buccales. Les larves se préservent mieux dans une solution constituée de 70 % à 80 % d'éthanol. Certains ont déjà employé du formol et du lacto-phénol, mais, outre le fait qu'elles ont tendance à rendre les spécimens cassants, ces substances présentent un certain nombre d'autres caractéristiques désagréables, et leur utilisation est donc déconseillée. Il faut renouveler au bout d'une ou deux journées l'agent de préservation dans lequel les larves ont été tuées. Si les larves doivent être conservées pendant de longues périodes, il faut

changer l'agent de préservation de temps à autre. Pour éviter que les solutions s'évaporent, les larves doivent être conservées dans des contenants scellés. Parmi les meilleurs contenants disponibles, mentionnons les fioles à trois drachmes fermées au moyen de bouchons de néoprène (Martin, 1977) ou des fioles à parois droites bouchées à l'aide d'ouate et stockées dans des bocaux. Ceux-ci occupent moins d'espace, mais on a plus facilement accès aux spécimens conservés dans des fioles à trois drachmes rangées sur des étagères (Martin, 1977). Pour l'identification des spécimens, on doit employer de l'encre de Chine indélébile sur des étiquettes inaltérables, que l'on dépose dans chacune des fioles avant de les sceller.

Préparation et montage

L'emploi de baume du Canada est préférable pour le montage des larves en vue de leur examen microscopique, car l'inaltérabilité des lames faites avec ce médium a été bien éprouvée. En outre, si pour une raison ou pour une autre, il faut refaire le montage du spécimen, celui-ci peut être facilement récupéré en faisant ramollir le baume à l'aide de vapeur de xylène. D'autres milieux de fixation (par exemple, Euparol, Permount, CMC 10 de Hoyer, milieu ACS) sont plus faciles à utiliser, car les spécimens peuvent être montés dès qu'ils sont retirés de l'éthanol ou de l'eau, mais l'on ne sait pas si ces montages peuvent se dégrader avec le temps.

Warwick (1985) a proposé des techniques normalisées de préparation et de montage reposant sur les méthodes décrites dans Warwick (1980a, 1980b) et Warwick et Casey (1982). Il s'agit essentiellement des mêmes techniques employées par Schlee (1966) et Saether (1969), sauf que la capsule céphalique et le corps des larves sont complètement aplatis pendant le montage. Les larves sont d'abord éclaircies par digestion dans une solution de KOH à 8 %, chaude ou froide. Le temps qu'il faut pour éclaircir les carapaces dans du KOH chaud dépend, dans une large mesure, de la taille du spécimen. L'éclaircissement dans du KOH froid prend plus de temps, mais on a alors un meilleur contrôle sur le temps. Le contenu du corps est éliminé comme suit : on perce d'abord la paroi corporelle, on élimine le tube digestif et on purge les graisses et les huiles solubilisées. Les larves dont les carapaces ont été éclaircies sont ensuite immergées dans des bains successifs d'acide acétique cristallisable, d'éthanol anhydre, d'éthanol recouvrant une couche d'essence de cèdre, et d'essence de cèdre. En général, la tête et le corps des larves de taille moyenne à grande sont montés séparément; les petites larves sont montées entières. La dissection des capsules céphaliques s'effectue généralement sur la lame en verre dans du baume du Canada plutôt que dans de l'essence de cèdre afin d'éviter que l'on perde des pièces au cours des manipulations. La capsule céphalique est disposée de façon à ce que la face dorsale repose sur la lame, et les mandibules sont ramenées vers l'arrière pour que les antennes soient bien en évidence. Une lamelle est alors déposée sur le spécimen, et la capsule céphalique est aplatie en exerçant une pression croissante sur la lamelle à l'aide d'une pince. On peut faire un mouvement circulaire en appuyant sur la lamelle de manière à étendre ou déplacer les pièces buccales susceptibles de cacher d'autres caractéristiques d'importance. Le corps est aplati de façon similaire. À l'aide de cette technique, on estime qu'un technicien chevronné peut préparer et monter entre 50 et 100 larves par jour selon la taille et l'état des spécimens.

Cette technique est fort similaire aux méthodes classiques avec cette différence que la capsule céphalique et le corps des larves sont entièrement aplatis et étendus. On procède de la sorte afin de pouvoir examiner les éléments morphologiques dans le moindre détail et mesurer chacun d'entre eux au moyen d'un objectif à bain d'huile à grande puissance. On risque de ne pas pouvoir effectuer certaines mesures classiques lorsque les spécimens sont aplatis, mais on peut les remplacer par d'autres. Par exemple, on pourrait mesurer la largeur du mentum au lieu de celle de la capsule céphalique.

Il est facile d'établir une distinction entre des dents usées et des dents difformes sur le mentum ou les mandibules des spécimens. Avec un objectif à grande puissance, le bord des dents usées présente des plies ou des bosses, car les plaques dorsale et ventrale du mentum s'usent ou se brisent de manière asynchrone. En revanche, le bord de dents non usées et de forme normale ou de dents difformes est lisse, car les deux plaques sont bien soudées ensemble.

On ne saurait trop insister sur l'importance de la qualité des montages sur lame. Il est particulièrement important que les soies labrales (SI et SII) et que le peigne épipharyngéal soient visibles et que les mandibules ne se chevauchent pas et ne se cachent pas l'une l'autre. Non seulement les spécimens préparés et montés avec soin faciliteront-ils grandement l'identification et l'évaluation, mais ils serviront également de témoignage des conditions écologiques pendant de nombreuses années. Les montages permanents peuvent facilement être transportés d'un laboratoire à l'autre de manière à permettre des comparaisons de spécimens prélevés en divers emplacements.

Identification et évaluation

L'identification des larves est réalisée à l'aide d'un microscope composé et des clés taxinomiques appropriées. Jusqu'à tout récemment, les renseignements taxinomiques étaient, pour la plupart, dispersés dans une abondante documentation, traitant, dans une large mesure, des insectes

adultes et ne tenant aucun compte des stades larvaires. Les publications récentes ont comblé de nombreuses lacunes à cet égard, et des résumés des méthodes d'identification des genres et des clés d'identification des larves et des pupes de la région holarctique (Wiederholm, 1983, 1985; Ashe, 1983; Oliver et Roussel, 1983) renferment une large part des données taxinomiques disponibles et les présentent d'une façon pratique et utile. Ces clés continuent d'être perfectionnées, mais tant et aussi longtemps que l'on peut classer les larves selon leurs types taxinomiques ou «taxons» de façon sûre, la perte d'information est limitée. Toutefois, chacun de ces types taxinomiques devra être décrit avec minutie afin de faciliter les comparaisons avec les résultats d'autres chercheurs. Le fait de conserver des montages permanents permet également de revenir sur certains problèmes taxinomiques au fur et à mesure que de nouveaux renseignements sont recueillis. La conservation de montages permanents en vue de leur étude future revêt une importance particulière pour la surveillance et la détermination de l'efficacité des mesures correctives.

Les techniques d'évaluation du degré d'importance des anomalies morphologiques des diverses pièces buccales des larves de chironomidés sont encore au stade de développement. Comme il a été précisé antérieurement, un premier système permettant de quantifier numériquement l'importance des anomalies des antennes des larves a déjà été proposé (Warwick, 1985). On grossit sans cesse les bases de données concernant les difformités d'autres structures morphologiques afin d'examiner la gamme complète de variations possibles. Peu importe leur degré de précision, les estimations de l'importance des anomalies morphologiques offrent des renseignements d'une grande utilité au cours de l'évaluation des réactions que les méthodes de détermination mathématique moins sophistiquées, comme la détermination de la fréquence ou du pourcentage de réponses, sont susceptibles de voiler. Il est indéniable que la gravité des anomalies est capitale.

Analyse et présentation des données

Il est fort peu probable qu'aucun scientifique puisse posséder, à lui seul, les connaissances techniques requises pour mener tous les travaux nécessaires en vue de l'analyse et de la présentation des données, particulièrement si l'on considère l'immense complexité des problèmes auxquels on se heurte à l'heure actuelle (CNRC, 1985). C'est en permettant à chaque scientifique de bénéficier de l'appui de spécialistes dans des domaines comme les statistiques, l'analyse informatisée et le traitement graphique des données, et en formant des équipes multidisciplinaires pour explorer les relations complexes qui existent entre les contaminants et les réactions morphologiques et les réponses aux niveaux supérieurs de l'organisation biologique que des progrès seront possibles.

Personnel

Le personnel requis pour la réalisation de tout type de programme dépend, dans une grande mesure, de l'objet et de la portée de l'étude. Puisque les objectifs et l'envergure des programmes seront nécessairement très variables, examinons la question des effectifs par «unité» — les diverses unités constituant les éléments de base permettant de satisfaire les exigences d'un programme. Il faut tenir compte de nombreux facteurs afin de déterminer le nombre et la composition des unités requises. La composition d'une unité de recherche différera de celle d'une unité opérationnelle, car elles n'ont pas les mêmes objectifs et fonctions. L'importance, la priorité et l'objet d'un projet influera également sur le nombre «d'unités» requises pour atteindre les objectifs d'un programme.

Unités de recherche

La taille d'une unité de recherche variera selon son orientation et ses objectifs. Les unités qui travaillent sur le terrain tendent à compter plus de personnel que les unités oeuvrant en laboratoire, ce qui est dû, en grande partie, à des questions de logistique. Une unité de recherche type (tableau 3) doit, au minimum, comprendre un chercheur (RES) aidé de deux techniciens (EG) et, au besoin, d'employés temporaires ou d'étudiants. Dans le meilleur des cas, elle pourrait compter un chercheur (RES), un biologiste (BI), trois techniciens (EG) et, au besoin, des employés temporaires ou des étudiants. On remarque que, dans les petites unités, la recherche est plus intensive tandis que

Tableau 3. Effectifs des unités de recherche et opérationnelles

Personnel	Unités de recherche		Unités opérationnelles	
	Effectif minimal	Effectif maximal	Effectif minimal	Effectif maximal
Chercheur (RES)	1	1		1
Biologiste (BI)		1	1	2-4
Technicien (EG)	2	3	2	4-8
Personnel temporaire ou étudiants	Selon les besoins	Selon les besoins		

dans les grandes unités, elle est de nature plus générale. Les responsabilités de chaque unité peuvent varier : elles peuvent être chargées de mettre au point des outils de recherche pratiques tout aussi bien que de régler des problèmes taxinomiques, selon l'orientation de leurs chefs ou les objectifs du programme.

Unités opérationnelles

La composition de ce type d'unité dépend en grande mesure de l'envergure du programme. Une unité peut être constituée d'un biologiste (BI) aidé de deux techniciens, ou même d'un chercheur (RES) aidé de deux à quatre biologistes (BI) et de quatre à huit techniciens (EG). Un biologiste et deux techniciens pourraient probablement assurer la surveillance d'un système de la taille du bassin versant de la rivière Qu'Appelle de façon tout à fait adéquate, tandis qu'une unité beaucoup plus importante est requise pour effectuer des travaux similaires dans un bassin versant de la taille de celui de la rivière Saskatchewan.

Équipes affectées à l'étude d'un bassin versant

Nous pourrions prévoir que, pour l'étude d'un bassin versant, tant les unités de recherche que les unités opérationnelles devront être intégrées à d'autres types d'unités afin de former des équipes, qui se complètent et s'aident réciproquement, capables de mettre à profit les ressources de chacune et d'obtenir les meilleurs résultats possibles. Par exemple, les unités de recherche pourraient aider les unités opérationnelles à choisir des sites d'échantillonnage appropriés, régler les problèmes taxinomiques, et interpréter des données. Les unités opérationnelles chargées de la surveillance biologique devraient travailler de près avec les unités qui mesurent les paramètres physiochimiques. Les unités s'intéressant aux données chronologiques et socio-économiques dans le bassin versant pourraient aussi fournir des renseignements utiles en vue de la détermination des sources et des origines des problèmes observés ou susceptibles de se produire. Appuyée par une infrastructure de soutien appropriée, une telle équipe pourrait échanger des idées et des données de manière à tenter de régler, comme il se doit, les problèmes écologiques de façon globale.

Formation

Les chercheurs (RES) affectés aux unités devraient, avant tout, avoir une formation dans le domaine de la limnologie, et, en particulier, posséder des connaissances concernant les insectes aquatiques, mais ils doivent, de surcroît, s'être familiarisés avec d'autres secteurs de la limnologie et des disciplines complémentaires comme la chimie, les statistiques et la programmation. Les biologistes (BI) et les techniciens (EG) doivent avoir des connaissances similaires, quoique moins poussées. Pendant la constitution de toute unité ou équipe, il faut veiller à ce que les connaissances et les talents des membres se complètent.

Avancement des travaux

Dans les unités de recherche, peut-être encore plus que dans les unités opérationnelles, les fonctions de chacun des membres peuvent changer à mesure que les travaux avancent (tableau 4).

Échantillons et collections

Il importe que le chercheur participe lui-même à l'échantillonnage au cours des étapes initiales, même si le personnel de soutien est tout à fait qualifié pour réaliser les diverses opérations. La collaboration directe du chercheur sur le terrain lui permet de modifier les paramètres du programme ou de s'adapter aux conditions du milieu ou d'en tirer profit. Le chercheur doit, de préférence, prendre certaines décisions sur le terrain même, plutôt qu'assis à son bureau. S'il est présent sur le site, le chercheur pourra avoir une impression générale de l'écosystème, facteur très important quoique moins tangible, ce qui lui sera peut-être bénéfique et même crucial pour comprendre les résultats d'une étude. Au laboratoire, la participation du chercheur est moins capitale, car les conditions sont contrôlées et moins variables. Toutefois, elle est tout de même fort souhaitable.

Tableau 4. Degré de participation des membres des unités au cours des diverses étapes de la réalisation du programme

Personnel	Échantillons et collections	Triage	Préparation et montage	Identification et évaluation	Analyse et présentation de rapports
Chercheur (RES)	•••	•		•••	•••
Biologiste (BI)	••	•	•	••	••
Technicien (EG)	•	•••	•••	•	•
Personnel temporaire ou étudiants		•••	•		

* Participation tertiaire.
** Participation secondaire.
*** Participation primaire.

Triage

La tâche qui consiste à recueillir les organismes vivants ou fossiles dans les débris grossiers de fond après le tamisage est à la fois ennuyeuse et longue. Cette tâche ne requiert pas de connaissances techniques poussées, quoiqu'elle nécessite beaucoup de patience et de minutie. Sous la surveillance du personnel technique, des employés temporaires ou des étudiants sont parvenus à accomplir ce travail efficacement. Les membres des unités se chargent habituellement eux-mêmes de leur donner une formation concernant les techniques de base qu'ils devront employer, l'utilisation de microscopes et des clés taxinomiques, et la compilation de listes de données, en tenant compte de la tâche qui leur sera confiée. Des étudiants en science ayant une ou deux années d'études universitaires ont déjà accompli ce travail de façon satisfaisante.

Préparation et montage

La préparation et le montage revêtent une importance cruciale et requièrent une formation technique poussée. Cette formation est habituellement donnée au ministère et, après avoir reçu des instructions de base, il faut simplement du temps et de la patience pour devenir apte à accomplir ces tâches de façon adéquate. Il est indéniable que la formation sur le tas n'est pas négligeable. Pour citer les paroles de M. O.A. Saether : «J'aurais préféré n'avoir aucun montage qu'en avoir un mauvais!» Non seulement les montages de piètre qualité peuvent-ils vraiment exaspérer la personne qui les étudie ultérieurement, mais ils peuvent aussi faire aboutir à des conclusions erronées. On ne peut trop insister sur l'importance de la préparation et du montage des spécimens. Cette tâche nécessite une grande compétence qui ne peut être acquise que par des personnes patientes et persévérantes.

Identification et évaluation

L'identification et l'évaluation requièrent des connaissances fondamentales de la systématique, notamment en ce qui concerne la taxinomie des chironomidés, et une connaissance approfondie de la morphologie de chaque taxon. Les personnes détenant un diplôme de deuxième ou troisième cycle universitaire sont les plus susceptibles d'avoir ces compétences. Il importe également d'être au fait des recherches dans le domaine.

Analyse et présentation des données

L'analyse et la présentation des données requièrent habituellement des études de deuxième ou troisième cycle. Il faut également avoir accès aux services de spécialistes d'autres disciplines, car on ne peut s'attendre à ce qu'une personne soit chevronnée dans tous les aspects d'un tel programme.

Comparaison avec d'autres techniques

Dans les pages qui suivent, l'on compare certains aspects pratiques de l'utilisation de divers systèmes biologiques en vue de la surveillance biologique.

Méthodes de prélèvement

Le prélèvement des échantillons d'organismes benthiques est relativement facile à exécuter et le matériel nécessaire, simple et peu coûteux. Pour le prélèvement de larves de chironomidés, aucun filet ne doit être mouillé et les captures par unité d'effort sont habituellement nombreuses, contrairement à ce qui se produit avec les poissons. Si ce n'est pas le cas, comme cela s'est passé dans les lacs Pasqua ou Écho, c'est un signe que quelque chose ne va pas dans l'écosystème. En général, les larves de chironomidés sont robustes; et puisque la technique retenue repose sur les caractéristiques morphologiques (physiques), ni le choc de la capture ni la nécessité de se doter de viviers coûteux comme c'est le cas pour les poissons capturés à des fins d'analyse biochimique, ne suscitent de graves difficultés (CNRC, 1985). Pour prélever des échantillons d'organismes benthiques, nul besoin de disposer sur le terrain d'équipements d'une grande propreté ou stérilisés, comme il est nécessaire pour l'échantillonnage bactériologique ou chimique. Il est relativement facile de maintenir les organismes benthiques vivants jusqu'à ce qu'ils soient expédiés au laboratoire ou de les préserver sur le terrain proprement dit. À la différence des poissons, les chironomidés ne peuvent pas migrer dans un autre habitat afin d'éviter d'être exposés à des perturbations écologiques. Les échantillons renfermeront également d'autres organismes de la communauté benthique. Non seulement ceux-ci fourniront des renseignements supplémentaires sur l'état de l'écosystème, mais ils faciliteront la transition et l'intégration pour ce qui est des niveaux plus élevés de l'organisation biologique (c'est-à-dire, les populations, les communautés et l'écosystème), ce qui facilitera les besognes classiques.

Matériel

Le coût initial du matériel requis pour l'échantillonnage d'organismes benthiques est généralement faible. Les dragues et les bennes sont peu coûteuses et faciles à entretenir par rapport aux filets et aux viviers nécessaires à la capture et au stockage des poissons vivants. Les coûts des réactifs chimiques et de la verrerie nécessaires à la préparation et au montage des larves sont minimes en comparaison avec ceux de l'installation d'un laboratoire chimique/analytique. Les microscopes stéréoscopiques ou composés

sont généralement bon marché par rapport aux instruments de pointe comme les appareils de chromatographie ou de spectrographie utilisés en laboratoire. Si ces microscopes sont entretenus avec soin, leur dépréciation devrait être réduite au minimum, et ils risquent fort peu de devenir désuets car, en général, les microscopes optiques ne peuvent guère être améliorés. (Ce n'est pas toujours le cas pour les microscopes électroniques.)

Opérations

Le coût du prélèvement des échantillons benthiques est relativement faible, particulièrement lorsqu'il peut être réparti au prorata sur une certaine période. Par exemple, d'après Vollenweider, il faut établir une moyenne sur dix ans pour estimer avec exactitude la charge de phosphore dans les Grands Lacs de la région Laurentienne. Le coût du prélèvement et de l'analyse des échantillons d'eau tous les 15 jours (?) pendant 10 ans pour obtenir une seule estimation doit être véritablement vertigineux. L'échantillonnage des communautés benthiques dans ces lacs deux ou trois fois au cours d'une période de 10 ans pourrait sans doute être effectué à un coût moindre et fournir des renseignements similaires, voire même plus complets, ainsi qu'une documentation permanente pouvant servir à des consultations et des comparaisons futures.

Analyse

Il est probablement beaucoup moins coûteux d'analyser les structures morphologiques de 1000 larves de chironomidés que d'analyser le même nombre de poissons. Le nombre d'éléments morphologiques à examiner est limité (environ 12), tandis que les tests biochimiques qui pourraient être exécutés sont innombrables (CNRC, 1985). Afin d'être en mesure de déterminer quels tests biochimiques doivent être réalisés pour le dépistage des contaminants, il faudrait connaître à fond les conditions du milieu (c'est-à-dire les sources de contaminants soupçonnés, et les caractéristiques biotiques et abiotiques) (CNRC, 1985). De même, les analyses biochimiques peuvent très bien ne pas déceler la présence de polluants jugés prioritaires, ni même permettre d'évaluer de façon approximative la charge nette de matières toxiques dans l'écosystème. Par contre, les larves de chironomidés sont directement exposées à cette charge nette de pollution et les interactions entre les contaminants et les facteurs abiotiques les touchent directement. Ni le choc de l'échantillonnage ni d'autres procédures de prélèvement et de préparation n'influent sur les anomalies morphologiques. La capture de poissons entraîne des agressions variant d'une faible intensité (anesthésie) jusqu'à des effets graves (pêche aux filets maillants), et peut même entraîner la mort des spécimens. Dans des conditions d'agression, les changements biochimiques sont souvent instantanés et éphémères; pour que les effets persistent de manière à obtenir des données biochimiques exactes, les poissons nouvellement capturés doivent être déposés dans des trappes et ne pas être perturbés jusqu'à ce que leurs réactions physiologiques se stabilisent et qu'ils recouvrent leur équilibre initial (CNRC, 1985). De plus, la présence des espèces chimiques dans la colonne d'eau peut être de courte durée, de sorte qu'elles risquent de ne pas être décelées au cours des analyses chimiques, particulièrement dans les eaux courantes. Compte tenu de leur espérance de vie et parce qu'ils sont directement exposés aux contaminants, les chironomidés sont de bons indicateurs des conditions du milieu pour une période donnée.

Statistiques

La capacité de mesure d'une réponse doit être fonction de l'importance de celle-ci (CNRC, 1985). Lorsque les réponses sont marquées par rapport aux témoins, l'exactitude (c'est-à-dire, la mesure dans laquelle la valeur estimée s'approche de la valeur réelle), la précision (répétabilité) et de faibles valeurs seuils revêtent peu d'importance. À mesure que les réactions diminuent (par exemple, à de faibles expositions typiques du milieu naturel), les effets d'une erreur analytique sur la capacité de déceler une différence entre les valeurs «normales» et témoins augmentent. Étant donné qu'il est facile de prélever des larves de chironomidés, on peut généralement constituer une base de données assez vaste de manière à obtenir des analyses statistiques appropriées. On peut aussi facilement accroître l'homogénéité des échantillons en ayant recours à des techniques de mesure qui réduisent la variabilité (par exemple, en examinant des groupes de larves distincts) et qui, par conséquent, obtiennent des statistiques plus exactes.

Stockage et manipulation

Les spécimens de larves qui ont été préparés et montés peuvent être stockés et réutilisés à volonté. Les spécimens montés sur lame peuvent être tassés facilement dans des boîtes. Celles-ci, qui contiennent 100 lames, ont environ la taille d'un livre de format de bibliothèque et peuvent être rangées de la même façon. Les montages permanents de larves peuvent être transportés aisément et donc être échangés d'un laboratoire à l'autre à des fins de comparaison et d'étalonnage. En outre, les larves peuvent être conservées presque indéfiniment dans les agents de préservation, tant et aussi longtemps que les contenants sont bien scellés et contiennent suffisamment de solution. Les pièces détachées au cours des dissections peuvent aussi être récupérées par réhydratation dans une solution d'orthophosphate de sodium.

Liens avec le passé

Étant donné que les restes de chironomidés se conservent bien dans les sédiments, on peut comparer les structures actuelles des communautés (dégradées) avec celles qui existaient avant que le milieu ne soit perturbé. Ce lien avec le passé est d'une grande importance, particulièrement le moment venu de se fixer des objectifs concernant la remise en état des écosystèmes et pour déterminer si les mesures correctives produisent les effets recherchés. Les bactéries, les animaux à corps mou, et même certains animaux dotés d'exosquelettes chitineux plus fragiles se décomposent rapidement et ne laissent aucune trace de leurs communautés dans les sédiments. En règle générale, les vestiges de chironomidés demeurent enfouis en permanence dans les sédiments où ils se sont déposés; à la différence des éléments chimiques, même s'ils sont remis en suspension et sont déposés de nouveau, ils conservent les traces des événements dont ils ont été témoins.

RECOMMANDATIONS À L'ÉGARD DES RECHERCHES FUTURES

Études sur le terrain

Le CNRC (1985) recommande que les tests servant à la surveillance biologique respectent les trois critères généraux suivants :

1. Le choix du test doit être pertinent. Il doit viser à mesurer une réponse liée aux effets toxiques des matières contaminantes et, finalement, à évaluer l'état d'un individu, d'une population, d'une communauté ou d'un écosystème.

2. Échanges entre laboratoires. Les divers laboratoires doivent pouvoir produire des résultats comparables avec des échantillons témoins.

3. Le test doit être au point.

Pertinence du choix

La pertinence du choix de larves difformes pour étudier l'état de l'environnement ne fait aucun doute, considération primordiale pour la sélection d'indicateurs biologiques. Quoi qu'il en soit, la présence de larves grossièrement difformes est un signe indéniable que l'écosystème est fortement perturbé. Saether (1970) a avancé l'hypothèse selon laquelle les larves grossièrement difformes étaient des larves vivant à la limite ou près de la limite de leur aire écologique, mais il a abandonné cette théorie «d'effet de lisière» car ces larves étaient si évidentes que d'autres chercheurs en auraient traité avant que Brinkhurst et coll. (1968) ne les aient décrites. Ultérieurement, Warwick (1985) a fait des observations au cours d'expériences confirmant qu'il existe un lien entre ce type d'anomalie et la présence de contaminants chimiques; au cours des toutes premières expériences, des larves grossièrement difformes ont été produites dans des milieux où elles étaient exposées à des substances chimiques comme le DDE (produit de dégradation du DDT). Plus tard, Warwick (données inédites) a découvert des larves présentant des anomalies morphologiques grossières similaires dans deux lacs de la Saskatchewan : les lacs Pasqua et Tobin.

Warwick (1980a) a également relevé des signes mettant en rapport le phénomène des anomalies morphologiques et le rejet des déchets chimiques dans l'environnement. À l'aide de techniques paléolimnologiques, il a pu établir une corrélation entre l'apparition de chironomidés difformes dans la baie de Quinte et le rejet de déchets chimiques provenant d'un complexe industriel de Belleville, en Ontario. Cette installation, qui rejetait des phénols et d'autres déchets dans la baie, a été construite en 1949, et la présence de larves difformes a été observée environ deux ans plus tard. Cette situation exceptionnelle ne laisse planer aucun doute au sujet de la source du problème et renforce la relation cause à effet.

Échanges entre laboratoires

Les résultats des tests peuvent aussi être facilement échangés d'un laboratoire à l'autre. Comme l'énonce le CNRC (1985), l'adoption d'une procédure entraînera fort probablement des biais, des ambiguïtés et des problèmes supplémentaires, d'où la nécessité de faire des échanges constants entre les laboratoires et d'améliorer les tests de manière à mettre la méthode au point. Étant donné que les anomalies morphologiques constituent une réaction irréversible aux contaminants, elles ne peuvent être modifiées par les techniques d'échantillonnage ou de préparation. Lorsqu'ils sont préparés de façon adéquate, les montages permanents de spécimens de larves difformes peuvent facilement être échangés entre les laboratoires à des fins de comparaison.

Mise au point

Le troisième critère, mise au point, porte sur la «robustesse» du test. À l'heure actuelle, on ne fait que commencer à comprendre la relation qui existe entre les anomalies morphologiques et la contamination. Comme il a été mentionné antérieurement, Warwick (1985) a proposé un indice de l'importance des déformations des antennes des larves, étape initiale de l'établissement d'un indice plus

détaillé des réponses morphologiques totales, englobant les anomalies de toutes les structures morphologiques. Quant aux antennes, les renseignements préliminaires mettent en évidence que les relations dose-réponse ne sont pas linéaires mais forment une courbe en forme de cloche, représentant une relation dose-réponse «tout ou rien» (figure 12). En outre, ils permettent de supposer qu'au moment où la réponse antennaire atteint son maximum (forte toxicité), ce sont les structures morphologiques moins sensibles, comme les mentums (dents) et les mandibules, qui réagissent. Les recherches actuelles visent à 1) constituer une base de données adéquate permettant d'établir des indices similaires de l'importance des anomalies pour chacune des autres structures morphologiques en vue de l'élaboration d'un indice des réactions morphologiques et 2) examiner les relations qui existent entre les anomalies morphologiques de ces structures et les concentrations des substances chimiques toxiques. À l'heure actuelle, on ne peut que formuler des hypothèses à l'égard de ces relations, mais celles-ci peuvent varier depuis des courbes de réponses équidistantes et entrelacées (figure 15a) jusqu'à des courbes non équidistantes asymétriques et de formes diverses (figure 15b). Une façon de définir ces relations avec plus d'exactitude est de continuer à grossir les bases de données au sujet des écosystèmes subissant des perturbations différentes et de progressivement constituer des «matrices morphologiques» en se servant des indices de l'importance des anomalies antennaires comme point de départ.

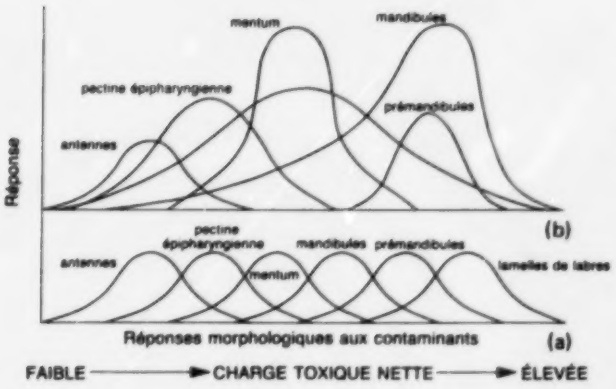


Figure 15. Scénarios possibles des rapports entre les relations dose-réponse «tout ou rien» dans diverses structures morphologiques. Les suites de relations et les relations mêmes n'ont été choisies qu'à titre d'exemple.

Autres paramètres à étudier sur le terrain

L'utilité des anomalies morphologiques en tant qu'indicateurs biologiques pourrait peut-être aussi être améliorée en exécutant des études sur le terrain au sujet des relations qui existent entre les matières contaminantes et certains facteurs du cycle vital comme les modèles d'émergence, les différences entre les générations, la vulnérabilité des stades larvaires, l'âge de la communauté, la prédisposition physiologique et les différences interspécifiques et intraspécifiques. Au cours de ces études, on doit procéder aux mesures classiques de l'abondance, de la biomasse et de la diversité des espèces chez les communautés benthiques vivant en association avec celles des chironomidés afin de faciliter l'extrapolation entre les niveaux plus élevés de l'organisation biologique. À long terme, l'intégration de ces données à un indice détaillé pourrait grandement accroître l'utilité et la précision de la surveillance biologique.

Expériences d'élevage en laboratoire

L'exposition de larves de chironomidés produits en laboratoire à des agents chimiques de toxicité connue ou à un «témoin» peut faciliter l'étalonnage des réponses observées chez les populations sur le terrain. Compte tenu du transport à grande distance des polluants aéroportés (TGDPA), de l'utilisation accrue de pesticides et d'herbicides dans les exploitations agricoles et de l'importance de plus en plus prépondérante de l'industrie dans l'activité économique, la dégradation d'un écosystème risque davantage d'être due aux effets conjugués d'un mélange de substances chimiques plutôt qu'à un unique contaminant. Ces mélanges auront un effet net qui sera sans doute peu similaire, voire tout à fait différent, des effets de chacune de ses composantes. Des critères utilisant une série de contaminants témoins constitueraient un outil de base pour la détermination de l'effet net de ces mélanges sans avoir à identifier chacune de leurs composantes. Les critères, établis en fonction d'un certain nombre d'espèces sensibles (chacune étant caractéristique d'un écosystème aquatique différent) permettraient, dans la pratique, d'améliorer considérablement les capacités de mesure et de détection de la technique.

Des expériences d'élevage pourraient également servir à vérifier la théorie selon laquelle, dans les capsules céphaliques des larves, ce sont d'abord les structures les plus sensibles comme les antennes qui sont touchées, puis les structures plus dures comme les mentums et les mandibules, à mesure que les concentrations de contaminants augmentent. Il serait peut-être logique d'exposer d'abord des spécimens à du DDE, puisqu'on a déjà étudié certains effets de ce produit. En outre, les expositions à une unique dose devraient être complétées par des expositions à une concentration constante et des expositions de maintes générations, de manière à étudier des questions comme les effets de la bioaccumulation et l'importance de la durée d'exposition au cours des tests en milieu d'élevage.

Des expériences similaires pourraient aussi être menées pour évaluer la signification des déformations grossières. Pour le moment, on croit qu'il s'agit d'une réponse à de fortes concentrations de contaminants, mais il se peut qu'une telle réponse puisse se produire à n'importe quel point d'un gradient de concentration. Il faudrait aussi étudier les mécanismes ou les processus des répercussions des substances chimiques. Un certain nombre de processus comme des mécanismes phénotypiques (Hare et Carter, 1976), enzymatiques (Frank, 1981) et hormonaux (Slàma et Williams, 1965) ont été proposés. D'après les observations faites jusqu'à ce jour, il semble probable que les larves réagissent de façon différente aux divers produits chimiques. Si cette hypothèse est juste, une telle spécificité de réponse peut revêtir de l'importance pour l'identification des substances chimiques ou des catégories de substances chimiques qui polluent l'environnement. De tels renseignements amélioreraient de façon notable la capacité de diagnostic de l'outil. Les incidences des substances chimiques sur la structure chromosomique et la composition histochimique devraient également être examinées, surtout parce qu'on commence à en tenir compte dans les études taxinomiques. Jusqu'à présent, on ne s'est guère intéressé à la transformation des contaminants dans le milieu (Policansky, 1986).

Les expériences menées en vue d'établir les relations qui existent entre la sensibilité des organismes exposés à des contaminants dans leur milieu naturel et celles des larves d'élevage exposées en laboratoire sont plus significatives et exactes quand les conditions maintenues en laboratoire se rapprochent des conditions de l'écosystème naturel. D'après Cairns (1986), on obtient de meilleurs résultats en laboratoire quand 1) les mesures sur le terrain et en laboratoire sont effectuées au même niveau d'organisation biologique; 2) on reproduit fidèlement certains paramètres du milieu naturel (par exemple, la qualité de l'eau); et 3) l'espèce à l'étude survit pendant toute la durée du test. En tentant de reproduire le plus fidèlement possible les véritables conditions écologiques, on pourrait aussi examiner les incidences de facteurs biotiques comme la température, l'oxygène, la salinité, le type et l'accessibilité des aliments, et les conditions du substrat (Warwick, 1988). Le fait de disposer de ces renseignements permettrait nettement d'accroître la précision avec laquelle on peut effectuer des extrapolations entre, d'une part, les organismes exposés à des contaminants en laboratoire et, d'autre part, ceux exposés dans le milieu proprement dit.

CONCLUSIONS

Bien que les techniques employées pour évaluer ce type de réactions physiques sont encore au stade de développement, on ne peut douter de la pertinence et de l'importance sur le plan de l'environnement des anomalies morphologiques et leurs relations avec les contaminants. Au plus haut point, la présence d'un grand nombre de larves difformes est un signe indéniable que leur milieu est radicalement perturbé. Étant donné, d'une part, que les larves de chironomidés sont un lien important dans la série d'organismes qui constituent la chaîne alimentaire, et que, d'autre part il existe à la fin un rapport étroit entre l'être humain et ces organismes, il importe d'être attentif à l'avertissement que nous servent ces réactions morphologiques.

En conclusion, citons à nouveau la recommandation faite par M. McTaggart-Cowan : «Il est urgent que les Canadiens prennent conscience de la menace qui pèse sur notre environnement, ainsi que son caractère insidieux. Il est nécessaire qu'ils apportent leur concours aux étapes lentes, peu spectaculaires, coûteuses, peut-être inconfortables mais certainement essentielles qui sont destinées à contrer la détérioration de plus en plus rapide de l'environnement par les agents chimiques» (Hall et Chant, 1979).

Certains croient à l'existence de solutions rapides, peu coûteuses et faciles aux problèmes de l'environnement. Nous mettons en doute une telle affirmation. La détermination, la persévérance et un travail ardu seront nécessaires avant que des progrès soient réalisés dans ce domaine. Nous devons reconnaître ce fait et accepter de relever les défis qui en découlent, si nous voulons obtenir des résultats.

REMERCIEMENTS

Nous remercions sincèrement les personnes suivantes pour les échanges que nous avons pu avoir avec elles, les commentaires qu'elles nous ont faits et les révisions qu'elles ont effectuées : D.H. Lennox, A.L. Hamilton, D.K. MacKay, R.E. Kwiatkowski et D.B. Donald. N.A. Tisdale s'est chargée de la préparation des figures, R.K. Beach, des photos. Les figures 5, 8, et 11 et les figures 7, 9, 10, et 12 sont reproduites avec la permission du Journal canadien des sciences halieutiques et aquatiques, et de John Wiley and Sons, Inc., respectivement.

RÉFÉRENCES

Anderson, J.B., et W.T. Mason. 1968. A comparison of benthic macroinvertebrates collected by dredge and basket sampler. J. Water Pollut. Control Fed., 1: 252-259.

Anderson, R.O. 1959. A modified flotation technique for sorting bottom fauna samples. Limnol. Oceanogr., 4: 223-225.

Ashe, P. 1983. A catalogue of chironomid genera and subgenera of the world including synonyms (Diptera: Chironomidae). Entomol. Scand. Suppl., 20: 1-68.

Beanlands, G.E., et P.N. Duinker. 1983. An ecological framework for environmental impact assessment in Canada. Institute of Resource and Environmental Studies, Université Dalhousie, Halifax (N.-É). 132 p.

Birkholz, D.A., M.R. Samoiloff, W.F. Warwick, G.R.B. Webster, et J. Witteman. 1980. The Tobin Lake project. Project proposal and progress report, November 1980. Office of Industrial Research, Université du Manitoba, Winnipeg (Manitoba). 110 p.

Bodaly, R.A., D.M. Rosenberg, M.N. Gaboury, R.E. Hecky, R.W. Newbury, et K. Patalas. 1984. Ecological effects of hydroelectric development in northern Manitoba, Canada. Dans *Effects of pollutants at the ecosystem level*, éd. P.J. Sheehan, D.R. Miller, G.C. Butler et P.H. Boudreau, p. 273-309. Scientific Committee on Problems of the Environment (SCOPE). 22. New York: John Wiley and Sons.

Brinkhurst, R.O. 1974. *The benthos of lakes*. Londres : MacMillan Press Ltd. 190 p.

Brinkhurst, R.O., A.L. Hamilton, et H.B. Herrington. 1968. Components of the bottom fauna of the St. Lawrence Great Lakes. No. PR33. Great Lakes Institute, Université de Toronto. 33 p.

Brundin, L. 1949. Chironomiden und andere Bodentiere der südschwedischen Urgebirgsseen. Rep. Inst. Freshwater Res. Drottningholm, 30: 1-914.

Brundin, L. 1956. Die bodenfaunistischen Seetypen und ihre Anwendbarkeit auf die Südhalbkugel. Zugleich eine Theorie der produktionsbiologischen Bedeutung der glazialen Erosion. Rep. Inst. Freshwater Res. Drottningholm, 37: 186-235.

Brundin, L. 1966. Transarctic relationships and their significance, as evidenced by chironomid midges. With a monograph of the subfamilies Podonominae and Aphroteniinae and the Austral Heptagyiae. K. Sven. Vetenskapsakad. Handl., 11: 1-1472.

Cairns, J., fils. 1980. Estimating hazard. BioScience, 30(2): 101-107.

Cairns, J., fils. 1981. Biological monitoring. Part VI—Future needs. Water Res., 15: 941-952.

Cairns, J., fils. 1983. Regulating hazardous chemicals in aquatic environments. Boston College Environ. Affairs Law Rev., 2(1): 1-10.

Cairns, J., fils. 1986. Freshwater. Dans *Proc. workshop on cumulative environmental effects: A binational perspective*, Toronto, Canada, 4-7 févr., 1985, p. 39-43. Conseil canadien de la recherche sur les évaluations environnementales (CCREE) et United States National Research Council. 175 p.

Cairns, J., fils, et W.H. van der Schalie. 1980. Biological monitoring. Part 1—Early warning systems. Water Res., 14: 1170-1196.

Carter, C.W., et I.H. Suffet. 1982. Binding of DDT to dissolved humic materials. Environ. Sci. Technol., 16(11): 735-740.

Chan, P.K., G.P. O'Hara, et A.W. Hayes. 1984. Principles and methods for acute and subchronic toxicity. Dans *Principles and methods of toxicity*, éd. A.W. Hayes, p. 1-51. Student ed. New York: Raven Press.

Conseil national de recherches du Canada (CNRC). 1985. The role of biochemical indicators in the assessment of ecosystem health—Their development and validation. Comité associé sur les critères scientifiques concernant l'état de l'environnement, Conseil national de recherches du Canada, rapport CNRC nº 24371, 119 p.

Cornford, A.B. 1986. Commentary I. Dans *Proc. workshop on cumulative environmental effects: A binational perspective*, Toronto, Canada, 4-7 févr., 1985, p. 85-88. Conseil canadien de la recherche sur les évaluations environnementales et United States National Research Council. 175 p.

Cummings, K.W. 1962. An evaluation of some techniques for the collection and analysis of benthic samples with special emphasis on lotic waters. Am. Midl. Nat., 67: 477-504.

Dayton, P.K. 1984. Processes structuring some marine communities: Are they general? Dans *Ecological communities: Conceptual issues and the evidence*, éd. D.R. Strong, D. Simberloff, L.G. Abele, et A.B. Thistle. Princeton, N.J.: Princeton University Press.

Dayton, P.K. 1986. Cumulative impacts in the marine realm. Dans *Proc. workshop on cumulative environmental effects: A binational perspective*, Toronto, Canada, 4-7 févr., 1985, p. 79-84. Conseil canadien de la recherche sur les évaluations environnementales (CCREE) et United States National Research Council. 175 p.

Derr, S.K., et M.J. Zabik. 1972. Biologically active compounds in the aquatic environment: The effect of DDE on the egg viability of *Chironomus tentans*. Bull. Environ. Contam. Toxicol., 7(6): 366-368.

Edmondson, W.T., et G.G. Winberg. 1971. *A manual on methods for the assessment of secondary productivity in fresh water*. IBP Handbook 17. Int. Biol. Prog. Londres: Blackwell Scientific Publications. 358 p.

Elton, C.S. 1966. *The pattern of animal communities*. Londres: Methuen. 432 p.

Frank, C. 1981. Glycolytic capacity of chironomid larvae from polluted and unpolluted waters. Verh. Int. Ver. Theor. Angew. Limnol., 21: 1627-1630.

Goldsmith, E., R. Allen, M. Allaby, J. Davoll, et S. Lawrence. 1972. A blueprint for survival. Ecologist, 2(1): 1-43.

Green, R.H. 1979. *Sampling design and statistical methods for environmental biologists*. Toronto: John Wiley and Sons. 257 p.

Hall, R.H., et D.A. Chant. 1979. Écotoxicité : responsabilité et possibilités. Conseil consultatif de l'environnement, rapport nº 8. 33 p.

Hamilton, A.L., et O.A. Saether. 1971. The occurrence of characteristic deformities in the chironomid larvae of several Canadian lakes. Can. Entomol., 103(3): 363-368.

Hare, L., et J.C.H. Carter. 1976. The distribution of *Chironomus* (*s.s.*)? *cucini* (*salinarius* group) larvae (Diptera: Chironomidae) in Parry Sound, Georgian Bay, with particular reference to structural deformities. Can. J. Zool., 54: 2129-2134.

Hart, D.R., P.M. McKee, et A.J. Burt. 1986. Benthic community and sediment quality assessment of Port Hope harbour, Lake Ontario. J. Great Lakes Res., 12(3): 206-220.

Hilsonhoff, W.L. 1969. An artificial substrate device for sampling benthic stream invertebrates. Limnol. Oceanogr., 14: 465-471.

Hynes, H.B.N. 1970. *The ecology of running waters*. Liverpool: University of Liverpool Press. 555 p.

Kajak, Z., K. Dusoge, et A. Prejs. 1968. Application of the flotation technique to assessment of absolute numbers of benthos. Ekol. Pol. Ser. A., 16: 607-620.

Karickhoff, S.W. 1981. Semi-empirical estimation of sorption of hydrophobic pollutants on natural sediments and soils. Chemosphere, 10(8): 833-846.

Köhn, T., et C. Frank. 1980. Effect of thermal pollution on the chironomid fauna in an urban channel. Dans *Chironomidae: Ecology, systematics, cytology and physiology*, éd. D.A. Murray, p. 187-194. Oxford: Pergamon Press. 354 p.

Lawrence, S.G. (éd.). 1981. Manual for the culture of selected freshwater invertebrates. Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci. 54. 169 p.

Lewis, J.R. 1976. Long-term ecological surveillance: Practical realities in the rocky littoral. Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Ref., 14: 371-390.

Lugo, A.E. Stress in ecosystems. Dans Energy and environmental stress in aquatic systems, éd. J.H. Thorp et J.W. Gibbons, pp. 62-101. Dept. of Energy Symp. Ser. 78. National Technical Information Service, Springfield, Virginia.

Macan, T.T. 1958. Methods of sampling the bottom fauna in stony streams. Mitt. Int. Ver. Theor. Angew. Limnol., 8: 1-21.

Macan, T.T. 1970. *Biological studies of the English lakes*. New York: Elsevier Publishing Co. 260 p.

Martin, J.E.H. 1977. Les insectes et arachnides du Canada. Partie 1. Récolte, préparation et conservation des insectes, des acariens et des araignées. Publication 1643 d'Agriculture Canada. 205 p.

McCombie, A.M. 1967. A recent study of the phytoplankton of the Bay of Quinte 1963-1964. Dans *Proc. 10th Conf. Great Lakes Res.*, p. 37-62. Association internationale de recherche sur les Grands Lacs.

Morris, D.L., et M.P. Brooker. 1980. An assessment of the importance of the Chironomidae (Diptera) in biological surveillance. Dans *Chironomidae: Ecology, systematics, cytology and physiology*, éd. D.A. Murray, p. 195-202. Oxford: Pergamon Press. 354 p.

Nagell, B., et C.-C. Landahl. 1978. Resistance to anoxia of *Chironomus plumosus* and *Chironomus anthracinus* (Diptera) larvae. Holarct. Ecol., 1: 333-336.

Naumann, E. 1917. Undersökningar öfver fytoplankton och under den pelagiska regionen försiggående yttje-och dybildningar inom vissa syd-och mellansvenska urbergsvatten. K. Sven. Vetenskapskad. Handl., 56(6): 1-615.

Naumann, R. 1929. Einige neue Gesichtspunkte zur Systematik der Gewässertypen. Mit besonderer Berücksichtigung der Seetypen. Arch. Hydrobiol., 20: 191-198.

Needham, J.G., et P.R. Needham. 1941. *A guide to the study of fresh-water biology*. Ithaca, N.Y.: Comstock Publishing Co., Inc. 89 p.

Odum, E.P., J.T. Finn, et E.H. Franz. 1979. Perturbation theory and subsidy-stress gradient. BioScience, 29: 349-352.

Oliver, D.R. 1971. Life history of the Chironomidae. Ann. Rev. Entomol., 16: 211-230.

Oliver, D.R., et M.E. Roussel. 1983. The insects and arachnids of Canada. Part 11. The genera of larval midges of Canada. Diptera: Chironomidae. Publication 1746 d'Agriculture Canada. 263 p.

Pennak, R.W. 1953. *Freshwater invertebrates of the United States*. New York: Ronald Press Co. 769 p.

Petersen, L.B.-M., et R.C. Petersen. 1983. Anomalies in hydropsychid capture nets from polluted streams. Freshwater Biol., 13: 185-191.

Pinder, L.C.V. 1986. Biology of freshwater Chironomidae. Ann. Rev. Entomol., 31: 1-23.

Policansky, D. 1986. Commentary II. Dans *Proc. workshop on cumulative environmental effects: A binational perspective*, Toronto, Canada, 4-7 févr., 1985, p. 89-90. Conseil canadien de la recherche sur les évaluations environnementales (CCREE) et United States National Research Council. 175 p.

Regier, H.A. 1986. Commentary II. Dans *Proc. workshop on cumulative environmental effects: A binational perspective*, Toronto, Canada, 4-7 févr., 1985, p. 49-52. Conseil canadien de la recherche sur les évaluations environnementales (CCREE) et United States National Research Council. 175 p.

Regier, H.A., et A.P. Grima. 1984. The nature of Great Lakes ecosystems as related to transboundary pollution. Int. Bus. Lawyer, June: 261-269.

Rosenberg, D.M., et A.P. Wiens. 1976. Community and species responses of Chironomidae (Diptera) to contamination of fresh waters by crude oil and petroleum products, with special reference to the Trail River, Northwest Territories. Journal de l'Office des recherches sur les pêcheries du Canada, 33: 1955-1963.

Saether, O.A. 1969. Some Nearctic Podonominae, Diamesinae, and Orthocladiinae (Diptera: Chironomidae). Bulletin de l'Office des recherches sur les pêcheries du Canada, 170: 1-154.

Saether, O.A. 1970. A survey of the bottom fauna of the Okanagan Valley, British Columbia. Can. Fish. Mar. Serv. Tech. Rep. 196, p. 1-29.

Saether, O.A. 1975. Nearctic chironomids as indicators of lake typology. Verh. Int. Ver. Limnol., 19: 3127-3133.

Saether, O.A. 1979. Chironomid communities as water quality indicators. Holarctic Ecol., 2: 65-74.

Samoiloff, M.R., J. Bell, D.A. Birkholz, G.R.B. Webster, E.G. Arnott, R. Pulak, et A. Madrid. 1983. Combined bioassay-chemical fractionation scheme for the determination and ranking of toxic chemicals in sediments. Environ. Sci. Technol., 17: 329-334.

Schlee, D. 1966. Präparation und Ermittlung von Messwerten an Chironomidae (Diptera). Gewässer, Abwässer, 41/42: 169-193.

Selye, H. 1974. Stress without distress. Philadelphie : J.B. Lippincott Co. 193 p.

Simmons, G.M., et A. Winfield. 1971. A feasibility study using conservation webbing as an artificial substrate in macrobenthic studies. Va. J. Sci., 22: 52-59.

Slàma, K., et C.M. Williams. 1965. Juvenile hormone activity for the bug *Pyrrhocoris apterus*. Proc. Nat. Acad. Sci., 54: 411-414.

Smock, L.A. 1983. The influence of feeding habits on whole-body metal concentrations in aquatic insects. Freshwater Biol., 13: 301-311.

Study of Critical Environmental Problems (SCEP). 1970. *Man's impact on the global environment*. Boston: Massachusetts Institute of Technology Press. 319 p.

Thienemann, A. 1913. Der Zusammenhang zwischen dem Sauerstoffgehalt des Tiefenwassers und der Zusammensetzung der Tiefenfauna unserer Seen. Int. Rev. Gesamten Hydrobiol. Hydrogr., 6: 243-249.

Thienemann, A. 1922. Die beiden Chironomusarten der Tiefenfauna der norddeutschen Seen. Arch. Hydrobiol., 13: 609-646.

Thienemann, A. 1931. Tropische Seen und Seetypenlehre. Arch. Hydrobiol. Suppl., 9: 205-231.

Tucker, A. 1948. The phytoplankton of the Bay of Quinte. Am. Microsc. Soc., 67: 365-383.

Vallentyne, J.R. 1978. Facing the long term: An inquiry into opportunities to improve the climate for research with reference to limnology in Canada. Journal de l'Office des recherches sur les pêcheries du Canada, 35: 350-360.

Van Urk, G., F.C.M. Kerkum, et S.M. Wiersma. 1985. Bodemfauna in verontreinigde onderwaterbodems. H_2O, 24: 509-513.

Warwick, W.F. 1980a. Palaeolimnology of the Bay of Quinte, Lake Ontario: 2800 years of cultural influence. Bulletin canadien des sciences halieutiques et aquatiques, 206: 117 p.

Warwick, W.F. 1980b. Pasqua Lake, southeastern Saskatchewan: A preliminary assessment of trophic status and contamination based on the Chironomidae (Diptera). Dans *Chironomidae: Ecology, systematics, cytology and physiology*, éd. D.A. Murray, p. 255-267. Oxford: Pergamon Press. 354 p.

Warwick, W.F. 1980c. Chironomidae (Diptera) responses to 2800 years of cultural influence: A palaeolimnological study with special reference to sedimentation, eutrophication and contamination processes. Can. Entomol., 112: 1193-1238.

Warwick, W.F. 1985. Morphological abnormalities in Chironomidae (Diptera) larvae as measures of toxic stress in freshwater

ecosystems: Indexing antennal deformities in *Chironomus* Meigen. Journal canadien des sciences halieutiques et aquatiques, 42(12): 1881-1914.

Warwick, W.F. 1986. Some factors influencing the bioaccumulation and transmission of mercury to fish, with special reference to the role of the sediments. Unpublished report to the Canada-Manitoba Agreement on the Study and Monitoring of Mercury in the Churchill River Diversion.

Warwick, W.F. 1988. Morphological deformities in Chironomidae (Diptera) larvae as biological indicators of toxic stress. Dans *Toxic contaminants and ecosystem health: A Great Lakes focus*, éd. M.S. Evans, p. 281-320. New York: John Wiley and Sons, Inc. 602 p.

Warwick, W.F., et C.A. Casey. 1982. Sampling chironomid communities in lakes. Institut national de recherche sur les eaux, rapport technique W.N.R.-PR-82-02. Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada. 43 p.

Warwick, W.F., J. Fitchko, P.M. McKee, D.R. Hart, et A.J. Burt. 1988. The incidence of deformities in *Chironomus* spp. from Port Hope Harbour, Lake Ontario. Journal de l'Association internationale de recherche sur les Grands Lacs, 13(1): 88-92.

Welsh, P.S. 1948. *Limnological methods*. New York: McGraw-Hill, Co. 471 p.

Wentsel, R., A. McIntosh, et G. Atchison. 1977. Sublethal effects of heavy metal contaminated sediments on midge larvae (*Chironomus tentans*). Hydrobiologia, 56: 153-156.

Wiederholm, T. 1976. Chironomids as indicators of water quality in Swedish lakes. Nat. Swedish Environ. Protection Board NLU, 10: 17 p.

Wiederholm, T. 1980. Effects of dilution on the benthos of an alkaline lake. Hydrobiologia, 68: 199-207.

Wiederholm, T. (éd.). 1983. Chironomidae of the Holarctic region. Keys and diagnoses. Part 1. Larvae. Entomol. Scand. Suppl., 19: 457 p.

Wiederholm, T. 1984. Incidence of deformed chironomid larvae (Diptera: Chironomidae) in Swedish lakes. Hydrobiologia, 109: 243-249.

Wiederholm, T. (éd.). 1985. Chironomidae of the Holarctic region. Keys and diagnoses. Part 2. Pupae. Entomol. Scand. Suppl., 28: 482 p.